

Министерство образования и науки Российской Федерации
Федеральное государственное автономное образовательное учреждение
высшего образования
**«НАЦИОНАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ТОМСКИЙ ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»**

Институт природных ресурсов
Направление подготовки: экология и природопользование
Кафедра геоэкологии и геохимии

МАГИСТЕРСКАЯ ДИССЕРТАЦИЯ

Тема работы
Накопление и распределение ртути в почвах г. Степногорска (Республика Казахстан)

УДК 504.064:546.49(574)

Студент

Группа	ФИО	Подпись	Дата
2ГМ41	Гусева Анастасия Александровна		

Руководитель

Должность	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
Доцент	Жорняк Л.В.	к. г-м. н., доцент		

КОНСУЛЬТАНТЫ:

По разделу «Финансовый менеджмент, ресурсоэффективность и ресурсосбережение»

Должность	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
Доцент	Цибульников М.Р.	к. г. н., доцент		

По разделу «Социальная ответственность»

Должность	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
Доцент	Крепша Н.В.	к. г-м.н., доцент		

ДОПУСТИТЬ К ЗАЩИТЕ:

Зав. кафедрой	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
ГЭГХ	Язиков Е.Г.	д. г-м. н., профессор		

Томск – 2016 г.

Министерство образования и науки Российской Федерации
Федеральное государственное автономное образовательное учреждение
высшего образования
**«НАЦИОНАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ТОМСКИЙ ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»**

Институт природных ресурсов

Направление подготовки (специальность): экология и природопользование

Кафедра геоэкологии и геохимии

УТВЕРЖДАЮ:

Зав. кафедрой

(Подпись) (Дата) (Ф.И.О.)

ЗАДАНИЕ

на выполнение выпускной квалификационной работы

В форме:

Магистерской диссертации

(бакалаврской работы, дипломного проекта/работы, магистерской диссертации)

Студенту:

Группа	ФИО
2ГМ41	Гусева Анастасия Александровна

Тема работы:

Накопление и распределение ртути в почвах на территории г. Степногорска (Республика Казахстан)	
Утверждена приказом директора (дата, номер)	

Срок сдачи студентом выполненной работы:	
--	--

ТЕХНИЧЕСКОЕ ЗАДАНИЕ:

Исходные данные к работе <i>(наименование объекта исследования или проектирования; производительность или нагрузка; режим работы (непрерывный, периодический, циклический и т. д.); вид сырья или материал изделия; требования к продукту, изделию или процессу; особые требования к особенностям функционирования (эксплуатации) объекта или изделия в плане безопасности эксплуатации, влияния на окружающую среду, энергозатратам; экономический анализ и т. д.).</i>	Литературные и фондовые материалы, результаты собственных научных исследований (пробы почв, отобранные на территории г. Степногорска)
Перечень подлежащих исследованию, проектированию и разработке вопросов <i>(аналитический обзор по литературным источникам с целью выяснения достижений мировой науки техники в рассматриваемой области; постановка задачи исследования, проектирования, конструирования; содержание процедуры исследования, проектирования, конструирования; обсуждение результатов выполненной работы; наименование дополнительных разделов, подлежащих разработке; заключение по работе).</i>	Обзор литературы по уровням накопления химических элементов в городских почвах; изучение геохимических особенностей почв; оценка содержания ртути в пробах почв, исследуемой территории.
Перечень графического материала <i>(с точным указанием обязательных чертежей)</i>	Карта-схема опробования
Консультанты по разделам выпускной квалификационной работы	
Раздел	Консультант
Финансовый менеджмент, ресурсоэффективность и ресурсосбережение	Цибульникова М. Р.

Социальная ответственность	Крепша Н. В.
Раздел на английском языке	Матвеев И. А.
Названия разделов, которые должны быть написаны на русском и иностранном языках:	
Приложение А	

Дата выдачи задания на выполнение выпускной квалификационной работы по линейному графику	-
--	---

Задание выдал руководитель:

Должность	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
Доцент	Жорняк Л.В.	к.г-м.н., доцент		

Задание принял к исполнению студент:

Группа	ФИО	Подпись	Дата
2ГМ21	Гусева Анастасия Александровна		

**ЗАДАНИЕ ДЛЯ РАЗДЕЛА
«ФИНАНСОВЫЙ МЕНЕДЖМЕНТ, РЕСУРСОЭФФЕКТИВНОСТЬ И
РЕСУРСОСБЕРЕЖЕНИЕ»**

Студенту:

Группа	ФИО
2ГМ41	Гусева Анастасия Александровна

Институт	природных ресурсов	Кафедра	геоэкологии и геохимии
Уровень образования	магистратура	Направление/специальность	Экология и природопользование

Исходные данные к разделу «Финансовый менеджмент, ресурсоэффективность и ресурсосбережение»:

1. Стоимость ресурсов научного исследования (НИ): материально-технических, энергетических, финансовых, информационных и человеческих	Определение и анализ трудовых и денежных затрат, направленных на реализацию исследования на основании Сборника сметных норм на геолого-разведочные работы, выпуск 2, выпуск 7 и инструкции по составлению проектов и смет на геологоразведочные работы, утвержденный 22.11.1993 Комитетом РФ по геологии и использованию недр
2. Нормы и нормативы расходования ресурсов	В соответствии со Сборником сметных норм, выпуск 2, выпуск 7
3. Используемая система налогообложения, ставки налогов, отчислений	Отчисления по страховым выплатам в соответствии с Налоговым кодексом РФ (НК РФ-15) от 16.06.98, а также Трудовым кодексом РФ от 21.12.2011г

Перечень вопросов, подлежащих исследованию, проектированию и разработке:

1. Планирование научных исследований	Структура работ в рамках научного исследования Определение трудоемкости выполнения работ
2. Формирование бюджета научных исследований	Нормы расхода материалов Расчет основной и дополнительной заработной платы исполнителей Общий расчет сметной стоимости работ

Дата выдачи задания для раздела по линейному графику

Задание выдал консультант:

Должность	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
Доцент	Цибульникова М.Р.	к.г.н., доцент		

Задание принял к исполнению студент:

Группа	ФИО	Подпись	Дата
2ГМ41	Гусева Анастасия Александровна		

ЗАДАНИЕ ДЛЯ РАЗДЕЛА «СОЦИАЛЬНАЯ ОТВЕТСТВЕННОСТЬ ПРИ ИЗУЧЕНИИ РТУТИ В ПОЧВАХ НА ТЕРРИТОРИИ ГОРОДА»

Студенту:

Группа	ФИО
2ГМ41	Гусева Анастасия Александровна

Институт	Природных ресурсов	Кафедра	ГЭГХ
Уровень образования	магистр	Направление/специальность	Экология и природопользование

Исходные данные к разделу «Социальная ответственность»:

1. Характеристика объекта исследования (вещество, материал, прибор, алгоритм, методика, рабочая зона)

Исследование включает полевой, камеральный и лабораторные этапы.
Полевой этап:
 – отбор проб почв, листьев тополя (Республика Казахстан, г. Степногорск);
Лабораторный этап:
 – пробоподготовка отобранного материала к исследованиям методом атомно-абсорбционного анализа и потенциометрического анализа (кафедра геоэкологии и геохимии НИ ТПУ)
 – атомно-абсорбционный анализ на ртутном анализаторе РА 915+ с приставкой Пиро – 915+ (кафедра геоэкологии и геохимии НИ ТПУ)
 – потенциометрический метод анализа на приборе Анион-400 (кафедра геоэкологии и геохимии НИ ТПУ)
Камеральный этап:
 Статистическая обработка результатов анализа, оформление итоговых таблиц, диаграмм, графиков с помощью ЭВМ.
 Кабинет с электронно-вычислительными машинами (на кафедре геоэкологии и геохимии НИ ТПУ).

Перечень вопросов, подлежащих исследованию, проектированию и разработке:

1. Производственная безопасность

1.1. Анализ выявленных вредных факторов и обоснование мероприятий по их устранению:
Полевой этап:
 1. Отклонение параметров климата при полевых работах.
 2. Тяжесть и напряженность физического труда
 3. Повреждения в результате контакта с насекомыми и животными
Лабораторный этап и камеральный этапы:
 1. Отклонение показателей микроклимата в помещении
 2. Недостаточная освещенность рабочей зоны
 3. Утечки токсичных и вредных веществ в атмосферу

	1.2.Анализ опасных производственных факторов и обоснование мероприятий по их устранению Полевой этап: 1.Механические травмы при пересечении местности. Лабораторный и полевой этапы: 1.Поражение электрическим током 2. Пожарная безопасность
2. Безопасность в чрезвычайных ситуациях	Сильная жара
3. Правовые и организационные вопросы обеспечения безопасности	Специальные (характерные для проектируемой рабочей зоны) правовые нормы трудового законодательства.

Дата выдачи задания для раздела по линейному графику	
---	--

Задание выдал консультант:

Должность	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
Доцент	Крепша Н.В.	к. г-м. н, доцент		

Задание принял к исполнению студент:

Группа	ФИО	Подпись	Дата
2ГМ41	Гусева А.А.		

Реферат

Выпускная квалификационная работа состоит из введения, 6 глав, заключения и приложения. Цитированная литература содержит 122 названия. Объем работы 85 страниц машинописного текста, включая 16 таблиц и 25 рисунков.

Ключевые слова: городская почва, листья тополя, тяжелые металлы, загрязнение почв, ртуть, фтор.

Объектом исследований являются городские почвы и листья тополя, предметом исследования – содержания ртути и фтора в них.

Цель дипломной работы: определить уровни накопления и характер пространственного распределения ртути и фтора в почвах и листьях тополя на территории г. Степногорск.

В процессе исследования проводились определения ртути и фтора почвах города методом атомно-абсорбционного анализа и потенциометрического титрования. Всего было отобрано и проанализировано 44 проб почв, 24 пробы листьев тополя.

Пробоотбор, пробоподготовка и статистическая обработка полученных результатов проводились согласно современным требованиям к подобным исследованиям. Данные, полученные в результате лабораторных анализов, обрабатывались в программах Microsoft Excel, также строились карты-схемы пунктов отбора проб на территории г. Степногорск в программах Adobe Photoshop и Surfer.

Область применения: в процессе работы было доказано о перспективности использования почв и листьев тополя в экологических целях, для характеристики эколого-геохимического состояния территорий. Полученные данные могут быть использованы при планировании дальнейших работ по оценке экологического состояния территории и организации природоохранных мероприятий на данной территории.

Содержание

1 Анализ ранее проведенных исследований	14
2 Административно-географическая и геоэкологическая характеристики территории.....	29
2.1 Административно-географическая характеристика.....	34
2.2 Характеристика производственной деятельности.....	34
3 Методика и методы исследований	36
3.1 Методика работ. Отбор проб и пробоподготовка.....	36
3.2 Методы аналитических исследований.....	38
3.2.1. Определение ртути в почвах и листьях тополя.....	38
3.2.2 Определние фтора в почвах	39
3.3. Методика обработки данных	41
4 Результаты аналитических исследований	43
4.1. Содержание и распределение ртути в почвах на исследуемой территории..	43
4.2. Содержание и распределение ртути в сухом веществе листьев тополя на исследуемой территории	48
4.3. Содержание и распределение водорастворимого фтора в почвах исследуемой территории	51
5 Социальная ответственность при изучении ртути в почвах на территории города.....	55
6 Финансовый менеджмент, ресурсоэффективность и ресурсосбережение.....	68
6.1 Планирование управления научно-техническим проектом.....	68
6.2 Бюджет научного исследования	71
Заключение	74
Список использованных источников	75
Приложение А	83

Введение

Загрязнение окружающей среды крупных городов является в настоящее время серьезной проблемой. Основными источниками загрязнения окружающей среды являются промышленные предприятия и автотранспорт. Их выбросы, сбросы и отходы производства ухудшают экологическое состояние всех компонентов природной среды, что в дальнейшем может повлиять и на здоровье населения.

Почва, как один из основных компонентов природной среды, испытывает негативное антропогенное воздействие и аккумулирует в себе большое количество химических элементов за весь период существования.

Загрязнение почв имеет устойчиво-прогрессивный характер. Из-за способности почвы с разной силой поглощать и удерживать ионы тяжелых металлов, их повышенное содержание и наличие соединений тяжелых металлов, не характерных для незагрязненных почв, могут свидетельствовать не только о современных процессах загрязнения, но и о таковых процессах, имевших место в прошлом.

Городские почвы выступают в качестве механического барьера на пути аэрогенных потоков техногенных веществ и являются долговременной депонирующей средой. Для почв городов аэрогенные потоки загрязнителей не являются единственными их источниками, так как в почвы они могут поступать также с талыми водами, при внутрипочвенном и поверхностном стоке загрязненных вод и другими путями. При длительном загрязнении городских почв происходит изменение их химического состава и кислотно-щелочных характеристик [1].

Город Степногорск является одним из промышленных городов Казахстана. Строительство города связано с созданием в 1956 году на базе урановых месторождений Северного Казахстана Целинного горно-химического комбината (сейчас – ТОО Степногорский горно-химический комбинат). Основными

предприятиями комбината являются гидрометаллургический завод и завод по производству серной кислоты.

Актуальность исследований: Город Степногорск – промышленный город, главным предприятием которого является Степногорский горно-химический комбинат (СГХК), который представляет собой комплекс предприятий, ориентированных на переработку ураносодержащей руды. Таким образом, деятельность СГХК представляет определенную опасность для всех компонентов природной среды и здоровья человека. Поэтому необходимо оценивать содержания различных элементов в компонентах природной среды на данной территории, особенно таких, как тяжелые металлы, редкие, в т.ч. редкоземельные и радиоактивные элементы. Почвы как объект исследований, являясь долговременной депонирующей средой, постоянно используются для оценки экологического состояния территории. Листья деревьев из-за своих морфологических особенностей могут выступать в качестве своеобразного природного планшета, аккумулирующего загрязнение из сопряженных природных сред, и отражающего интенсивность техногенного воздействия на экосистемы (Everett et al., 1967; Sawidis, 1995, 2011; Mulgrew, Williams, 2000; Черненкокова, 2002; Кулагин, Шагиева, 2005; Леонова, 2010; Tomašević, Anićić, 2010; Барановская, 2011; Воскресенский, 2011; Попова, 2015; Ялалтдинова, 2015 и др.).

Цель данной работы: Определить уровни накопления и распределения ртути и фтора в почвах и листьях тополя на территории г. Степногорска (Республика Казахстан).

В процессе выполнения работы было необходимо:

1. Провести литературный обзор об использовании почв и листьев тополя в оценке экологического состояния территории.
2. Выполнить опробование почв и листьев тополя, пробоподготовку и лабораторно-аналитические исследования.

3. Определить особенности накопления в почвах и характер распределения ртути и фтора по площади на территории жилой и промышленной зон г. Степногорска.

4. Оценить содержание водорастворимого фтора в почвах исследуемой территории.

5. Сравнить полученные результаты с фоновыми, нормативными и литературными данными.

Объектом исследований являются городские почвы и листья тополя, отобранные на территории г. Степногорска, предметом исследования – содержания ртути и фтора в них.

Научная новизна работы:

Впервые проведено изучение валового содержания ртути в почвах и листьях тополя и водорастворимого фтора в почвах на территории жилой и промышленной зон г. Степногорска.

Фактические материалы и методы исследования. В основу работы положены результаты исследований, выполненные лично автором и совместно с сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии Института природных ресурсов Томского политехнического университета в 2015 г. на территории г. Степногорска.

Работа базируется на результатах анализов 44 проб почв и 24 проб листьев тополя, отобранных по сети на территории г. Степногорска, включая жилую и промышленную территории.

В процессе исследования проб было определено содержание ртути атомно-абсорбционным методом на приборе Анализатор ртути «РА-915+» с пиролитической приставкой «ПИРО-915+» и водорастворимого фтора методом потенциометрического титрования с фтор-селективным электродом, на приборе Анион -4100 в лаборатории микроэлементного анализа кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ по аттестованным методикам.

Благодарности. Автор выражает огромную признательность и благодарность научному руководителю доценту Томского политехнического университета, кандидату геолого-минералогических наук Л.В. Жорняк.

Автор благодарен за проведение лабораторных исследований руководителю лаборатории Н.А. Осиповой и ассистенту кафедры ГЭГХ Томского политехнического университета Е.А. Филимоненко.

Автор выражает огромную благодарность научному консультанту доценту Томского политехнического университета, кандидату геолого-минералогических наук Д.В. Юсупову.

1 Анализ ранее проведенных исследований

Уровень накопления микроэлементов в почвах определяется многими факторами: составом почвообразующих пород, относительной подвижностью химических элементов в гипергенной обстановке (известны коэффициенты миграции элементов, рассчитанные А.И. Перельманом), концентрацией микроорганизмов и гумуса в почвах, восстановительной и поглощающей емкостью и т.д.

Важным фактором, определяющим величину содержания химических элементов в почвах, является антропогенное воздействие на природную среду. Основными антропогенными источниками поступления микроэлементов в почву служат: выпадения тяжелых металлов, в том числе радионуклидов из атмосферы; поступление их из применяемых минеральных удобрений и пестицидов; с поливными водами, с органическими удобрениями (торф, сапропели и т.д.), с отходами промышленного производства (шлак, зола и т.д.) и бытовым мусором.

Продолжительность пребывания загрязнителей в почвах больше, чем в других компонентах биосферы, и загрязнение почв, особенно тяжелыми металлами, по-видимому, практически вечно. Металлы, накапливающиеся в почвах, медленно удаляются при выщелачивании, потреблении растениями, эрозией и дефляцией [2].

Первый период полуудаления (т.е. удаления половины от начальной концентрации) тяжелых металлов значительно варьирует у различных элементов и занимает весьма продолжительное время: для цинка – от 70 до 510 лет; кадмия – от 13 до 110 лет, меди – от 310 до 1 500 лет, свинца – от 770 до 5 900 лет.

Для тяжелых металлов почва является емким акцептором, занимающим место в круговороте химических загрязнителей в биосфере. Почва находится в постоянном взаимодействии с атмосферой, гидросферой, растительным миром и может являться источником поступления тяжелых металлов в организм человека. Поступившие в почву тяжелые металлы в процессе активного их

извлечения из почвы корневой системой, могут накапливаться в сельскохозяйственных культурах, а при вымывании поверхностными водами концентрироваться в водных организмах и донных отложениях [1].

Особенность загрязнения городских почв состоит в том, что в городе на относительно небольшой площади сосредоточено значительное количество различных источников загрязнения (промышленные предприятия, транспорт, бытовые отходы). Это обуславливает интенсивность и неоднородность состава почвенных загрязнений.

Впервые, понятие городские почвы, введено Bockheim J. (США) в 1974 г. [3]. В дальнейшем определение модифицировалось, городскими почвами стали называть почвы, имеющие созданный человеком поверхностный слой мощностью более 50 см, полученный перемешиванием, насыпанием, погребением или загрязнением материалами урбаногенного происхождения (строительно-бытовой мусор) [2].

Изучение и анализ содержания различных химических элементов в компонентах природной среды, в том числе и почвах, выполнялись многими исследователями. Наиболее значительными являются работы В.И Вернадского (1954); А.П. Виноградова (1957); В.В. Ковальского (1974, 1982); А.И. Перельмана (1979); М.А. Глазовской (1988); А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас (1989); Ю.Е. Саета и других (1990); Г.В. Мотузовой (2001); В.В. Добровольского (2003) и многих других.

До 80-х годов, в основном, преобладали работы по радиоактивному загрязнению почв. С середины 70-х годов в журнале «Почвоведение» начались систематические публикации по результатам исследований загрязнения почв тяжелыми металлами (Земляницкий, 1963; Павлоцкая и др., 1967; Звонарев и др., 1981; Наплекова и др., 1983; Летунова и др., 1985; Гармаш, 1985; Рохмистров и др., 1985; Чертов и др., 1985; Штина и др., 1985; Садовникова Л.К. и др., 1985; Григорян и др., 1986; Зырин и др., 1986; Трофимов и др., 1987; Вайчис и др., 1988; Фокин, 1989; Тонконогов, 1990; Геннадиев, 1992; Гладышева, 2007 и др.).

Почва – это весьма специфический компонент биосферы. Она не только аккумулирует техногенные поллютанты, но и выступает как природный буфер, контролирующий перенос химических элементов в атмосферу, гидросферу и живое вещество [4].

Для многих крупных городов мира составлены карты и картосхемы загрязнения тяжелыми металлами. Установлено, что тяжелые металлы поступают в почву в основном из воздуха, при этом наиболее распространенными является загрязнение такими элементами, как Pb, As, Cu, Zn, Cd, Ni, Hg.

В почвах тяжелые металлы сорбируются почвенным поглощающим комплексом, входят в состав различных минеральных новообразований, в том числе глинистых минералов, находятся в растворенном состоянии в почвенной влаге, входят в состав органических остатков и почвенной биоты, некоторые элементы (Hg, B, As) находятся в газовой фазе в почвенном воздухе. В зависимости от форм нахождения элементов в почвах различают легкодоступные (водорастворимые), средnedоступные (органоминеральные соединения) и труднодоступные (минеральные) формы тяжелых металлов. Реальная опасность (токсичность) тяжелых металлов в почвах определяется не столько их валовым содержанием, сколько доступностью для живых организмов. Последнее зависит от гранулометрического состава почв, физико-химических условий в почвенных растворах и интенсивности увлажнения. Способность тяжелых металлов накапливаться в растениях и, передаваясь по пищевым цепям, в животных и организме человека в неблагоприятных случаях приводит к развитию специфической заболеваемости (по А.П. Авицину, микроэлементозов), ослаблению иммунных систем и росту общей заболеваемости населения [5].

К другим загрязнителям почв относятся различные формы пестицидов, органические отходы (промышленные органические отходы, сточные воды), соли, радионуклиды и другие [3].

Ежегодно в окружающую среду г. Степногорска выбрасываются значительные объемы загрязняющих веществ. Основными загрязнителями

являются ТОО «Джет 7» (Степногорская ТЭЦ) и Степногорский горно-химический комбинат, представленный такими предприятиями, как гидрометаллургический завод и сернокислотный завод.

Существенным фактором загрязнения земельных ресурсов являются отвалы горных пород, хвостохранилища, золоотвалы, полигоны токсичных и бытовых отходов. Отходы горной промышленности в своем составе содержат тяжелые металлы, радиоактивные элементы. Площадь, находящаяся под отвалами, составляет 165,4 га. На балансе горнодобывающих предприятий находятся 4 хвостохранилища. Общая площадь хвостохранилищ составляет 1048,5 га. Золошлаковые отходы в основной массе образованы на Степногорской ТЭЦ. Площадь золоотвалов составляет 124,7 га.

Радиационная обстановка города и прилегающих к нему территорий складывается из природного геологического строения и техногенного загрязнения, возникшего в результате хозяйственной деятельности. Радиационный гамма-фон на территориях, не нарушенных горными работами, не превышает 20-30 мкР/час, что в соответствии с радиационными нормами НРБ-99, что не оказывает отрицательного воздействия на окружающую среду и человека [6].

В работах Хусаиновой А.Т. и Софроновой Л.И. приведены результаты исследования влияния отходов переработки урановых и молибденовых руд, складированных на хвостохранилищах Степногорского гидрометаллургического завода, на поверхностные и подземные воды. Установлена была максимальная приземная концентрация радона в атмосферном воздухе в промышленной зоне [7,8].

Также Софроновой Л.И. было изучено влияние отходов ураноперерабатывающих предприятий Северного Казахстана на состояние компонентов экосистем [9].

В эколого-геохимическом атласе городов и промышленных центров Казахстана [10] представлены схемы комплексного загрязнения почв металлами (рисунок 1.1), так же в атласе представлены карты загрязнения почв отдельными

химическими элементами, такими как цинк, свинец, молибден, цирконий, удельные активности урана (радия-226), тория-232, цезия – 137. На рисунке 1.2 представлена радиационная обстановка, сложившаяся на территории города за период 1991-1992 гг.

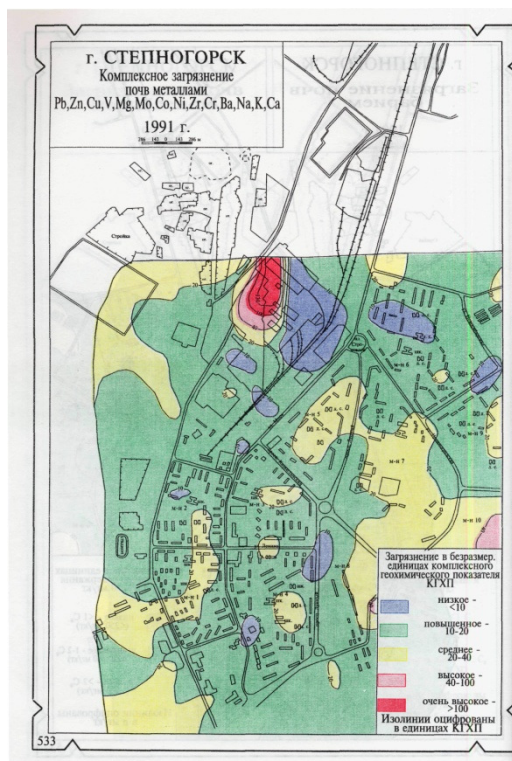
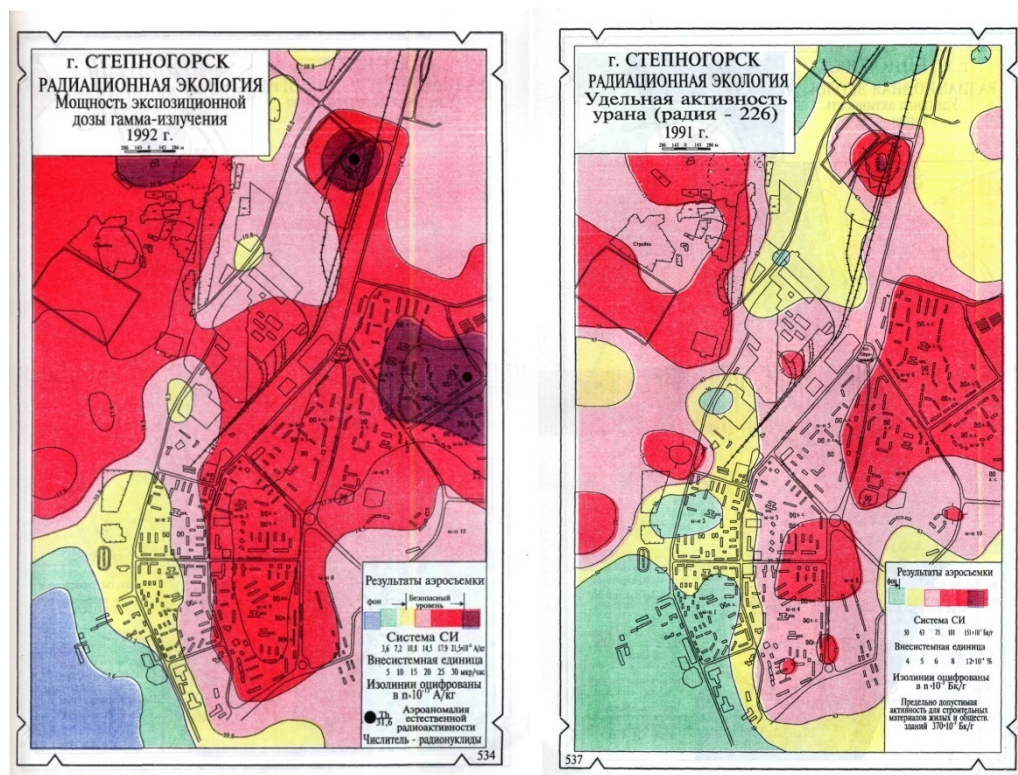


Рисунок 1.1 – Схема комплексного загрязнения почв тяжелыми металлами (Pb, Zn, Cu, V, Mg, Co, Ni, Zr, Cr, Ba, Na, K, Ca)



а)

б)

Рисунок 1.2 – Радиационная обстановка на территории города: а) схема распределения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения; б) схема распределения удельной активности урана.

Ртуть – токсичный химический элемент с кларком 0,08 мг/кг. Обладает высокой упругостью пара и легко мигрирует в парообразном состоянии. Поведение ртути в почвах изучено слабо, данные разных исследователей противоречивы. Накапливается в верхних горизонтах почв и супераквальных ландшафтах. Может накапливаться в нижних горизонтах почв на восстановительном геохимическом барьере [11].

Проблемы, обусловленные поступлением ртути в окружающую среду, известны человечеству с давних пор. В первую очередь, негативное воздействие ртути отражалось на людях, использующих ртуть в производственном процессе. Однако в XX веке возникла и реализовалась опасность воздействия токсиканта на широкие слои населения, включая детей, женщин, пожилых людей. Мировую общественность потрясли массовые хронические отравления ртутью в Японии, где новые случаи заболевания возникали с 1953 по 1972 гг. и Ираке (1971–1972

гг.) Было доказано, что интоксикация связана с употреблением продуктов питания, загрязненных органическими соединениями ртути. Ртуть, как известно, обладает кумулятивными свойствами. Наиболее выражено накопление ртути в почках, головном мозге, печени [12].

Города и промышленные центры являются мощными источниками поступления ртути в окружающую среду. В городах увеличение количества ртути, переносимой с аэрозолями и атмосферной пылью. В урбанизированных районах антропогенными источниками ртути являются промышленные отходы металлургических, машиностроительных, металлообрабатывающих, электротехнических, химических предприятий, энергетика, транспорт, полигоны и свалки, места добычи полезных ископаемых, мусоросжигательные заводы, хлорно-щелочные заводы, городские и промышленные сточные воды и их осадки [13].

В последнее время важным фактором почвообразования стала деятельность человека. На урбанизированных территориях, антропогенный фактор в почвообразовании можно считать ведущим.

Исследования по загрязнению почв урбанизированных территорий проводятся как отечественными авторами, так и зарубежными.

На территории юга Томской области многие годы исследования почв выполняются сотрудниками ТГУ. Начиная с 90-х годов, изучение загрязнения почвенного покрова выполняется на базе кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ. Имеется ряд работ по изучению содержания редких, редкоземельных и радиоактивных элементов, а также минеральной составляющей техногенных образований в почвах и пылеаэрозолях на территории Томского района и некоторых других регионов России (Рихванов и др., 1993; Экология ..., 1994; Голева, 1994, 2001, 2007; Язиков, Рихванов, 1996; Язиков, 2006; Жорняк Л.В., 2009; Язиков и др., 2010 и др.). Также проводились исследования по изучению отдельных химических элементов в природных объектах, в том числе и в почвах Западной Сибири и г. Томска (Аношин Г.Н., и др, 1995; Ляпина Е.Е., Головацкая Е.А., Ипполитов И.И, 2009).

Павловой Н.Н. и др. проведен комплексный анализ содержания тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd), активности радионуклидов (^{137}Cs , ^{232}Th ,) и функционально-биохимического состояния почв г. Обнинска [14].

F. Mireles, J.I. Davila J.L., Pinedo E. Reyes , R.J. Speakman , M.D. Glascock проанализировали почвы городов Сакатекас и Гуадалупе на содержание токсичных металлов, результаты показали высокое содержание Cs, Zn, As, and Sb [15].

Дубровской С.А. приводилась оценка состояния городских почв Орско-Новотроицкого промузла. В качестве предмета изучения была выбрана группа ТМ – Cu, Zn, Co, Mn, Ni, Pb, Cd, Cr [16].

Ларионовым М.В. проведен мониторинг городских почв Среднего и Нижнего Поволжья. Результаты показали, что приоритетными поллютантами городских почв являются свинец, медь и цинк [17].

Климентьевым А.И. и Поляковым Д.Г. был проведен многолетний (1992 – 2002 гг.) мониторинг почв селитебных территорий Оренбургской области, который выявил основные загрязнители почв городов: свинец, цинк, медь и кадмий [18].

Поповой Л.Ф. был оценен уровень загрязнения почвенного покрова основных функциональных зон Архангельска тяжелыми металлами по их валовому содержанию [19].

Синцовым А.В., Барминым А. Н., Валовым М. В. была дана характеристика загрязнения почв тяжелыми металлами на территории города Астрахани [18].

Курамшин Э. М., Курамшина Н. Г., Нуртдинова Э. Э., Имашев У. Б. исследовали накопление тяжелых металлов (Cu, Zn, Ni, Pb, Cd) в почве городских территорий Республики Башкортостан [20].

Рядом ученых г. Санкт-Петербурга были проведены исследования по содержанию ртути в почвах города в целом и в отдельных районах [21, 22].

Изучение содержания ртути в почвах различных типов фоновых территорий проводилось рядом ученых европейского северо-востока, так в 2005

году проведены измерения валового содержания ртути в 148 образцах почв, отобранных на незагрязненных фоновых территориях Ухтинского и Сосногорского районов [23]. В связи с проектированием водохранилищ ГЭС на р. Катунь были изучены почвы данной территории, попадающие под затопление, на содержание ртути [24].

Бутаков Е.В., и Зарипов Р.Х. исследовали содержание ртути почвах устьевой части Ангаро-Бельского междуречья (Иркутская область) [25].

Špela Bavec, Mateja Gosar, Harald Biester, Helena Grčman проводили геохимические исследования городских почв города Идрия (Словения) на содержание ртути и других тяжелых металлов [26].

В почвах г. Тюмени Шигабаевой Г.Н. наряду с другими тяжелыми металлами установлено валовое содержание ртути [27].

Католой В.М и др. было проведено исследование по содержанию токсичных металлов в окружающей среде города Благовещенска и Благовещенского района Амурской области [28].

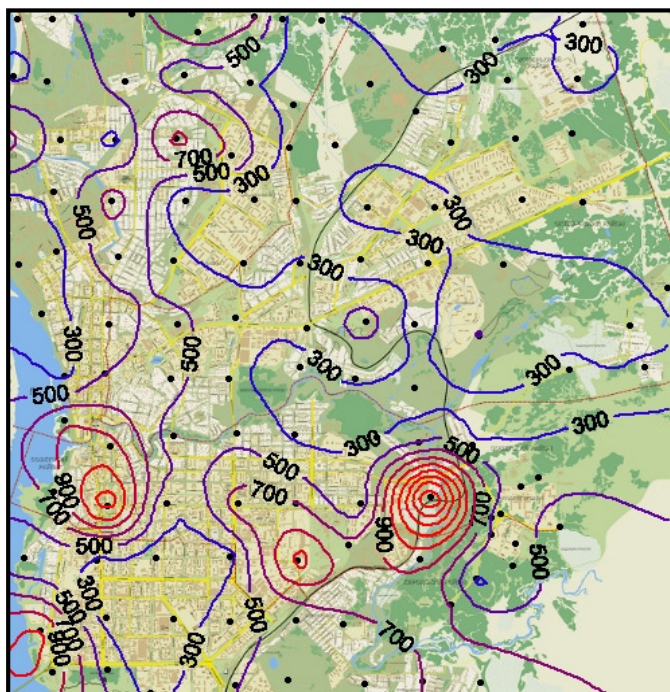


Рисунок 1.3 – Распределение содержания ртути в почвах г. Томска, нг/г [30].

Подурец О.И. было определено содержание тяжелых металлов в почвенном покрове г. Новокузнецка [29].

По результатам исследований Ляпиной Е. Е. [30] в г. Томске формирование ореолов рассеяния ртути в почвах связано с деятельностью ряда промышленных предприятий, а также с рельефом территории и преобладающим направлением ветра (рисунок 1.3).

Подвижная форма ртути в почвах, отобранных на жилой территории г. Самары, была определена в работе Лобачева А.Л. и др. [31].

В дельте р.Дон проводились исследования по содержанию ртути в почвах и в донных отложениях, так как эти компоненты являются очень близкими по структурным особенностям и выполняемым экологическим функциям [32].

Фтор типичный литофильный элемент. Его содержание и поведение в почвах мира изучалось многими исследователями и полученные результаты свидетельствуют о том, что свойства фтора весьма разнообразны, а уровень содержаний в почве зависит от присутствия глинистых минералов, величины pH, концентраций кальция и фосфора. Интервал содержания фтора в почвах мира изменяется от 10 до 1500 мг/кг. Содержание возрастает от верхних горизонтов к материнской (почвообразующей) породе, являющейся его основным источником. Наиболее распространенной формой фтора в почвах считается фторapatит. Однако известно, что в почвах присутствуют также некоторые флюориды (CaF_2 , AlF_3) и алюмосиликаты ($\text{Al}_2(\text{SiF}_6)_2$). Фтор обладает способностью легко замещать в глинистых минералах гидроксильные группы, которые способны связывать его большую часть в почвах. Установлено, что обогащенность почв глинистыми частицами обычно оказывает наибольшее влияние на распределение фтора в почвенном профиле [33].

Общее содержание фтора в почвах колеблется в очень широком диапазоне – от следов до 184000 млн-1. В почвах тундры фтора содержится 30–200 млн-1, в подзолистых почвах – 150–280, лесных 130–320, черноземах 130–240, каштановых 100–320, в красноземах 70–150 млн-1. В среднем содержание фтора в почве составляет 200 млн⁻¹ [34].

В природных условиях фтор встречается повсюду, преимущественно в виде неорганических солей – фторидов. В организме человека содержится около 4,0 г фтора. Обращает на себя внимание его высокая реакционная способность, а, следовательно, и биологическая активность. Фтор поступает в организм, в основном, с пищей и питьевой водой. Содержание фтора в воде свыше 1,5 мг/л рассматривается как повышенное и может приводить к появлению

эндемического флюороза. Механизмы токсического действия фтора зависят от формы соединения, поступающего в организм. Вдыхание газообразного фтора (F_2) – сильнейшего окислителя – приводит к резко выраженному раздражению дыхательных путей. В основе такого эффекта лежит самый высокий потенциал реакции по сравнению со всеми возможными процессами в природе. Поэтому фтор вступает во взаимодействие не только с органическими компонентами жидких сред организма, но разлагает и воду с выделением значительного количества тепла. Пары HF чрезвычайно токсичны ($ПДК=0,5 \text{ мг/м}^3$), причем ярко выражено обезвоживающее действие на клетки тканей дыхательных путей [35].

Накапливаясь в почве, фтор ухудшает ее свойства, ингибирует биологические процессы, снижает продуктивность растений [35].

Достаточно хорошо изучено и рассмотрено в литературе поведение фтора в атмосфере (Габович, 1957; Давыдова и др., 1980; Павлов, 2006), его влияние на человека и животных (Каушанский, 1937; Дьяков и Голубенцева, 1947; Габович, 1957; Габович, Минх, 1979). Имеется ряд публикаций по влиянию фтора на свойства почв (Перельман, 1973; Кремленкова и др., 1993, 1985; Кабата-Пендиас, 1989; Конарбаева, 1990; Таранков, Матвеев, 2000; Ермолов, 2002; Конарбаева, 2004). Однако по ряду вопросов исследователи не пришли к единому мнению. Не однозначны мнения исследователей о возможности загрязнения растений из почвы, влиянию свойств почв на закрепление фторидов; недостаточно выяснены детали перемещения фтора по почвенному профилю; по поведению фтора в растениях, его перемещению [36].

Полонским В.И. и Полонской Д.Е на основании литературных данных проанализированы механизмы поступления, распространения и аккумуляции фторидов в почве и растениях [37].

Очень остро стоит проблема загрязнения фтором в Красноярском крае, источником поступления большого количества фтора в окружающую среду является алюминиевый завод, влияние деятельности завода на окружающую среду рассмотрено несколькими авторами [34, 36, 38, 39].

Особенности длительного загрязнения почвенного покрова водорастворимым фтором в районах расположения алюминиевых предприятий Хакасии рассмотрены в работе Знаменской Т.И. [40].

Тригубом В.И. были установлены эколого-геохимические и географогенетические особенности распространения фтора в почвах северо-западного Причерноморья Украины [41].

Оценка общего содержания фтора и его подвижных форм в почвах придорожных территорий Московской области была дана Петренко Д.Б. и др. [42].

Живые организмы, как наиболее динамичная компонента ландшафта, всегда реагируют на любое изменение в нем даже при отсутствии видимых нарушений в других составляющих. Поступление высоких концентраций химических веществ в окружающую среду отражается на элементном составе растительности [43].

Растительность является важнейшим компонентом биогеоценоза, обеспечивающим жизнедеятельность других биотических компонентов. Изменения растительности под действием различных факторов внешней среды влияют на состояние биогеоценоза в целом и, вследствие этого, могут использоваться в качестве диагностических признаков. Фитоиндикация, как одно из направлений биоиндикации, сформировалось еще в XIX в. в связи с необходимостью решения практических задач для определения глубины залегания грунтовых вод, засоления, геохимических аномалий и т.п. Фитоиндикация может осуществляться по ответной реакции растений у видов, наиболее чувствительных к отдельным ингредиентам, или по накоплению вредных веществ в теле растений [44].

Индикаторные растения используют как для выявления отдельных загрязнителей воздуха, так и для оценки общего состояния природной среды. В качестве индикатора часто используют растения тополя, поскольку тополь хорошо впитывает атмосферное загрязнение и быстро растет [45].

Биогеохимический метод изначально был разработан для поисков месторождений полезных ископаемых, не выходящих на поверхность. Однако, он также является весьма перспективным для индикации и оценки загрязнения урбанизированных территорий тяжелыми металлами вследствие формирования техногенных потоков минерального вещества под влиянием антропогенного (техногенного) воздействия промышленных производств на окружающую среду [46].

Растения, участвуя в геохимических процессах, поглощают питательные вещества из почвы. Химический состав растений в значительной степени определяется химическим составом почв, однако не повторяет его. Благодаря сложившемуся типу обмена веществ растения избирательно поглощают преимущественно необходимые им элементы в количествах, соответствующих их физиологическим и биогеохимическим потребностям. Возможны случаи вынужденного поступления вредных для жизнедеятельности растений элементов или необходимых им элементов, но в количествах, токсичных для их развития, вследствие чего возникают своеобразные патологические формы, нарушается цикл развития растения, а в ряде случаев наблюдается и его гибель [46].

Уменьшение количества элемента в почве приводит к уменьшению его содержания в растении, т.е. развитие растения и его химический состав зависят от геохимической среды (лимитирующий фактор). А.Л. Ковальский [47] разделил растения по типу поглощения химических элементов на безбарьерные и барьерные. Содержание металлов в золе безбарьерных растений растет пропорционально содержанию его в среде. В барьерных – имеется порог концентрации, выше которого растение прекращает поглощать элемент, не смотря на увеличение его содержания в среде. Барьерные растения подразделяются на низко-, средне- и высоко барьерные. Таким образом, при очень больших концентрациях химических элементов в среде у многих растений проявляются защитные механизмы, контролирующие поступление элементов в допустимых пределах, называемых пороговой концентрацией. Пороговые концентрации имеют не только верхний предел, но и нижний. Обычно у

организмов за пределами пороговой концентрации начинают проявляться как физиологические, так и морфологические изменения. Безбарьерные организмы не имеют этих механизмов регуляции поступления химических элементов, и поэтому они могут существовать в среде, содержащей определенное количество элементов [47, 48].

В настоящее время значительное влияние на накопление элементов в растительности оказывает техногенный фактор.

Геохимическая экология растений – одно из направлений биогеохимии, сложилась как комплексная дисциплина, охватывающая различные проявления жизнедеятельности растений.

Геохимическая экология получила научное обоснование в фундаментальных трудах В.В. Ковальского [47], который сформулировал ее основные положения и наметил перспективы дальнейшего развития, особенно актуальные в век бурного техногенеза ноосферы, когда человечество активно воздействует на природные экосистемы нашей планеты.

Большой вклад в развитие научных знаний об элементном составе живых организмов внесли ученые сибирского региона, что отражено в многочисленных работах последних лет (Москвитина, 1989, 1999, 2000; Воробьев, Медведев и др., 1992; Покатилов, 1992; Куранова, 1992, 2003; Бояркина, Байковский, Васильев и др., 1993; Рихванов, 1993, 2006, 2009; Адам и др., 1994; Волкотруб, 1995; Попов, 1996, 2000; Бабенко А.С., 2000, 2006; Савченко, 2000, 2008; Москвитина, Коханов, 2002; Леонова, 2008, 2009; Куранов, 2009; и др.) [49].

Частников И.Я и др., используя классическую методику получения альфа-радиографий на толстослойных ядерных фотоэмульсиях, изучал накопление альфа-излучателей в годовых кольцах деревьев Казахстана, и тем самым определял периоды радиоактивного загрязнения изучаемой местности [50].

Берзина И.Г. с использованием метода осколочной радиографии изучала распределение и формы проявления урана структурных частях деревьев, произрастающих на урановых месторождениях [51].

Рихванов Л.П. проводил исследования по совокупному определению урана-235, плутония-239 и других трансурановых элементов в годичных кольцах деревьев Томской области с применением радиографического анализа [52].

Стеблевской Н.И. и др. было изучено биогеохимического накопления микроэлементов в почвах и растениях Дальнего Востока [53].

На территории г. Астрахани рядом авторов дана оценка состояния окружающей среды по результатам биоиндикации [54, 55, 56].

Содержание тяжелых металлов в листьях древесных и кустарниковых растений г. Темиртау при различной антропогенной нагрузке, а также в зоне действия металлургического комплекса изучено Есенжоловой А.Ж. и Паниным М.С. [57, 58].

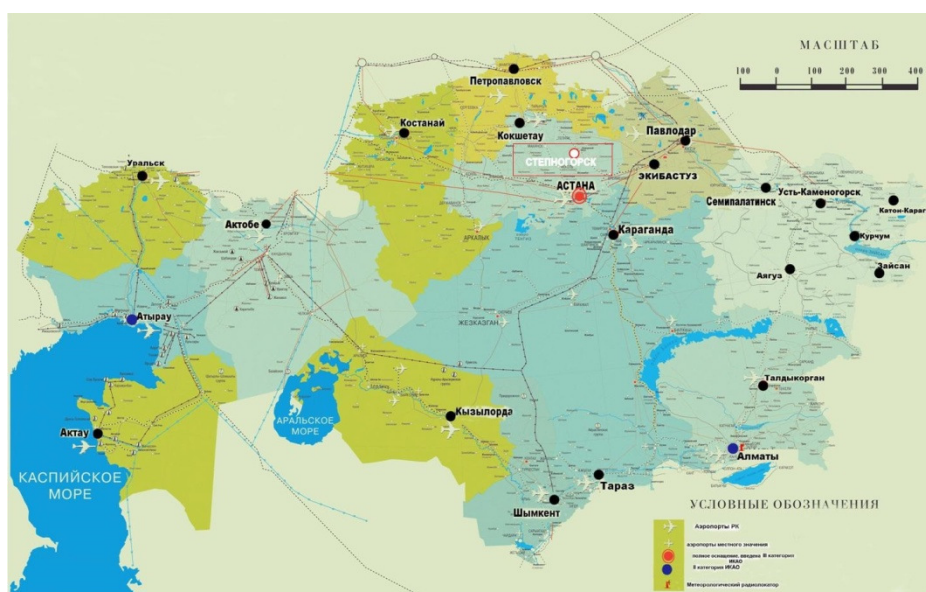
Ялалтдинова А.Р. в своей работе проводила исследование химического состава листьев тополя на территории г. Усть-Каменогорска (Восточно-Казахстанская область). В результате показано, что основными элементами, концентрирующимися в листьях тополя, являются: Zn, As, Sb, Ag, Ta, U, Be, La. Кроме того установлено, что основным источником поступления Zn, Ag, Au, Sb является свинцово-цинковый комбинат «Казцинк»; а Be, Ta, U – Ульбинский металлургический завод [59].

Таким образом, на основе литогеохимических и биогеохимических исследований можно дать оценку состояния окружающей среды на какой-либо территории.

2 Административно-географическая и геоэкологическая характеристики территории

2.1 Административно-географическая характеристика

Город Степногорск расположен в Акмолинской области Республики Казахстан, в лесостепных равнинах Казахского мелкосопочника. Площадь города составляет 15,5 тыс. кв.м. Население 50900 человек. В административном подчинении находятся поселки: Аксу, Заводской, Шантобе, Бестюбе, Карабулак, Кварцитка.



2.1.1. Карта Республики Казахстан

Акмолинская область расположена на севере центральной части Республики Казахстан. Граничит на западе – с Костанайской, на севере – с Северо-Казахстанской, на востоке – с Павлодарской и на юге с Карагандинской областями. Площадь территории – 146 219 кв. км. Плотность населения - 5,1 человек на 1 кв. км.



Рисунок 2.1.2. Местоположение города Степногорска среди других городов Акмолинской области

Рельеф территории разнообразный: большую часть занимают степи, мелкосопочники, равнинные слаборасчлененные и речные долины, горы, покрытые лесами. По характеру рельефа область можно разделить на 3 части: северо-западную – равнинную, юго-западную – равнинную с отдельными холмами и восточную – возвышенную часть Казахской складчатой страны. Северо-западная часть (прилегающая к долине Ишима, на участке её поворота к северу) представляет равнинное плато, расчленённое сухими оврагами и балками. К долине Ишима плато обрывается уступом. В юго-западной части Акмолинской области (южнее р. Ишима) простирается повышенная равнина. На ней разбросаны многочисленные холмы с плоскими вершинами, а в понижениях между холмами – мелководные солёные и пресные озёра различной величины. На востоке Акмолинской области – та часть Казахской складчатой, некогда горной, страны, выровненной процессами разрушения (денудации), в которой сохранился сложный комплекс холмов, гряд и увалов с мягкими очертаниями склонов, называемых здесь сопками (так называемый мелкосопочник). Относительная высота сопки от 5-10 м до 50-60 м и реже до 80-100 м. Форма и размеры холмов изменяются в зависимости от состава слагающих пород.

Наиболее высокие с округлыми вершинами сопки сложены обычно гранитами, сопки с ещё более пологими склонами и мягкоконтурными вершинами – порфирами и, наоборот, островерхие сопки, как правило, и – кварцитами. Замкнутые котловины между сопками, размерами от нескольких десятков метров до нескольких десятков километров в диаметре, часто заняты озёрами. Крайняя северо-восточная часть Акмолинской области лежит в пределах Западно-Сибирской низменности.

Область относится к основным золоторудным месторождениям. Наличие в этом районе двух мощных зон поднятия (Кокшетауского и Ерментауского) и двух зон опускания (Тенгизские впадины) определили основные черты геологического строения региона и образования тектоно-магматического цикла. Образование месторождения золота генетически связаны с диоритами, гранодиоритами и гранитами. Золотые месторождения приурочены к участкам, где имеет место осложнение древнего фундамента земной коры, выражающееся в виде антиклинальных поднятий и синклинальных опусканий. Участки древних поднятий являются ослабленными зонами, в которых интрузивная деятельность проявлялась в течение длительного времени, захватывая различные этапы тектогенеза.

Урановые месторождения представлены жильно-штокверковым оруденением в складчатых комплексах протерозоя и палеозоя. Суммарные запасы провинции составляют 16,5% от общих запасов Казахстана. В настоящее время ведется добыча урана шахтным способом на месторождении Восток.

Также на территории области сосредоточены разведанные уникальные по своему составу и масштабности запасы серебра, молибдена, технических алмазов, каолина и мусковита, а также железной руды, каменного угля, доломита, общераспространенных полезных ископаемых, минеральных вод и лечебных грязей.

Почвенно-растительный покров Акмолинской области представлен степями и отчасти полупустынями. В зависимости от рельефа и подстилающих пород почвенные комплексы и растительные ассоциации чрезвычайно пестры и

разнообразны. К северу от Ишима расположены разнотравно-злаковые степи на южных чернозёмах с большим количеством солонцов по понижениям и скелетных почв по сопкам. Растительность засухоустойчива, представлена ковылями, типчаком, а по возвышенностям нередко встречаются сосновые боры. Всю западную треть Акмолинской области (проникая вдоль долины р. Ишима на восток до Астаны) занимают злаковые степи на тёмно-каштановых почвах. Задернованность почв здесь составляет всего 30-40 %. К востоку от Астаны в почвенном покрове значительную роль начинают играть солонцы, а в растительности – полыни и типчаки. В южной части Акмолинской области в районе озера Тенгиз на солонцах и солончаках распространяется несомкнутый покров полыней и типчаков.

Климат области резко континентальный. Лето короткое, теплое, зима продолжительная, морозная, с сильными ветрами и метелями. Минимальная температура воздуха составляет свыше минус 40°C, максимальная достигает плюс 44°C.

Растительность представлена степными видами разнотравья и соответственно ландшафтам, особенно в северной части области, сосново-березовыми лесами, разнотравно-тырсовой растительностью, которая покрывает склоны гор. Горные сосновые леса – это богатство области.

Животный мир области отличается значительным богатством и разнообразием: 55 видов млекопитающих, 180 видов птиц, 300 видов водоплавающих и других.

На территории области имеются Государственные национальные природные парки «Кокшетау» и «Бурабай», Коргалжынский Государственный заповедник международного значения.

Водами Акмолинская область бедна. Реки мелководны, несудоходны, питаются за счет талых вод и в меньшей степени – грунтовых источников. Летом реки часто пересыхают, вода в них становится соленоватой. Главные реки Акмолинской области: Ишим (приток Иртыша) и его притоки: Терс-Аккан – слева, Жабай, Колутон и др. – справа. Многие реки оканчиваются в бессточных

озёрах (реки Нура, Селенты, Уленты). Десятки озёр занимают котловины мелкосопочника и возвышенной равнины Акмолинской области. Наибольшие из них – солёные озёра Тенгиз (недалеко от границы с Карагандинской областью) около 40 км шириной, Калмык-Коль и др., меньшие по размерам — пресноводные Ала-Коль, Шоинды-Коль и многие др. Благодаря низменным берегам многие озёра меняют свои очертания при сильных ветрах [60].

Город Степногорск расположен в северо-восточной части области.

В геологическом строении территории города выделяют 2 яруса. Верхний представляет собой глины и пески неоген-четвертичного возраста, кремнистые алевролиты и песчаники с гамма-активностью 10+40 мкР/ч. Рельеф местности представляет собой типичную для Северного Казахстана холмистую равнину с абсолютными отметками 280-350 м над уровнем моря.

Главной чертой климата является его резкая континентальность. Средняя годовая температура воздуха составляет 2,0°C, среднегодовая относительная влажность воздуха – 69-75%, среднегодовая скорость ветра – 5,9 м/с. Годовая амплитуда температур достигает 70 градусов по Цельсию. Среднегодовое количество осадков – 250-300 мм.

По потенциалу загрязнения атмосферы с преобладанием низких источников выбросов относится к зоне умеренного загрязнения.

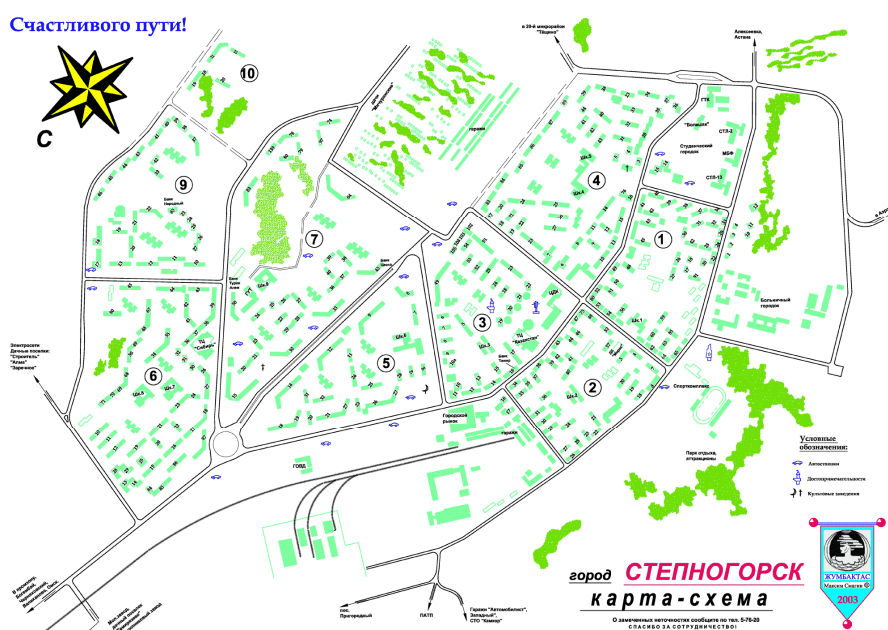


Рисунок 2.1.2 Карта-схема территории г. Степногорска

Промышленная площадка удалена от города на расстояние от 4 до 24 км в северо-восточном направлении с учетом розы ветров данного района. Жилищное строительство ныне продолжается в северном и северо-западном направлениях [9].

2.2. Характеристика производственной деятельности

В промышленной зоне территории города находятся 5 крупных действующих промышленных предприятий и промплощадка «Прогресс»:

- АО «Степногорский подшипниковый завод (АО ЕПК Степногорск);
- ТОО «Джет-7» (Степногорская ТЭЦ);
- ТОО «Целингормаш»;
- ГМЗ ТОО СГХК (Гидрометаллургический завод ТОО «Степногорский горно-химический комбинат»);
- СКЗ ТОО СГХК (сернокислотный завод ТОО «Степногорский горно-химический комбинат»).

АО «Степногорский подшипниковый завод (АО ЕПК Степногорск)– производственное предприятие, специализируется на выпуске роликовых радиальных подшипников для железнодорожного транспорта, также выпускаются вагонные буксовые подшипники для железнодорожного подвижного состава; тороидальные (бессепараторные) подшипники Проектная мощность: 2,2 млн подшипников в год.

ТОО «Джет-7» (Степногорская ТЭЦ) обеспечивает тепловой и электрической энергией, водоснабжением и водоотведением предприятия и населения города. Предприятие работает на экибастузском угле. Установленная мощность ТЭЦ: электрическая - 180 МВт; тепловая – 002 Гкал/час.

ТОО «Целингормаш» специализируется на производстве оборудования и запасных частей, комплектующие к горнорудной технике, к энергопроизводящим объектам, запасные части к железнодорожным грузовым вагонам, предприятиям химической отрасли.

ГМЗ ТОО СГХК (гидрометаллургический завод ТОО «Степногорский горно-химический комбинат») – производственный комплекс горнодобывающих и перерабатывающих предприятий, основой которых является гидрометаллургический завод. Специализируется на переработке урансодержащей руды и концентров природного урана, сернокислотном составляют месторождения «Восток» и «Звездное», на которых ведется добыча уран-молибденовых и урановых руд подземным (шахтным) способом. Производственная мощность – 4000 тонн закиси-оксида урана в год.

СКЗ ТОО СГХК (сернокислотный завод ТОО «Степногорский горно-химический комбинат») – завод по производству серной кислоты. Проектная мощность – 180 тыс. тонн в год.

На промплощадке «Прогресс», ранее – Степногорский биохимический завод «Прогресс», располагаются предприятия, выпускающие продукцию биотехнологического направления (вакцины, средства защиты растений, готовые биокорма) [60].

3 Методика и методы исследований

3.1 Методика работ. Отбор проб и пробоподготовка

В ходе научно-исследовательской работы было отобрано 44 проб почв и 24 пробы листьев тополя на территории города, которая включает в себя жилую территорию и промышленную площадку, также было отобрано 3 пробы почвы на условно-фоновой территории. Схема отбора проб представлена на рисунке 3.1.1.

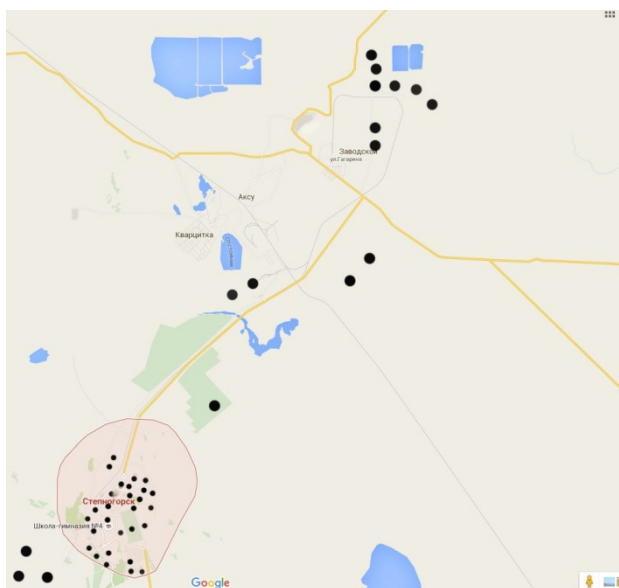


Рисунок 3.1.1 – Карта-схема отбора проб на территории города

При отборе проб почв учитывались направление ветра, ландшафтно-морфологические особенности территории, мощность источников выбросов, особенности городской застройки, а также требования по отбору проб почв и листьев. Требования по отбору проб почв и листьев регламентируются нормативными документами [61, 62, 63, 64, 65], а также методическими рекомендациями [66, 67] .

Пробы почв отбирались в конце июня 2015 г. с поверхностного слоя (0-10 см), предварительно очищенного от дернового слоя, специальной пробоотборной лопаткой, точечным методом (рисунок 2.1.3). Такой интервал проб выбран потому, что в данном слое происходит максимальное накопление продуктов техногенеза [2]. Отобранные пробы почв фиксировались в журнале с

указанием: порядкового номера, места отбора проб, даты отбора, описание почв. Пробы упаковывались в полиэтиленовые мешочки, завязывались, нумеровались. Образцы почв имеют массу не менее 0,5 кг (рисунок 3.1.1).



Рисунок 3.1.2 – Отбор проб

Подготовка проб к аналитическим исследованиям включала несколько этапов: пробы просушивались при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния, удалялись включения (камни, стекло и др.).



Рисунок 3.1.3. – Пробоподготовка образцов почвы

Подготовка проб почвы к анализам складывается из нескольких последовательно протекающих этапов: предварительное подсушивание почвы, удаление любых включений, почву растирают и просеивают через сито с диаметром отверстий 1 мм (рисунок 3.1.4). Затем пробы измельчались до 0,0074 мм на виброистирателе МВИ-1.

Пробы листьев тополя отбирались в точках отбора проб почв. Масса биогеохимической пробы составляет 100 г сырого вещества. Пробы листьев

собирались на расстоянии вытянутой руки в специальные пронумерованные бумажные конверты. Отобранные пробы фиксировались в журнале с указанием: порядкового номера, места отбора проб, даты отбора, описание. Листья с деревьев отбирались вручную. Методика пробоподготовки заключается в высушивании и ручном измельчении проб.

3.2 Методы аналитических исследований

Анализы проводились на базе аналитических лабораторий Томского политехнического университета, на кафедре геоэкологии и геохимии под руководством Н. А. Осиповой.

3.2.1. Определение ртути в почвах и листьях тополя

Определение ртути в почвах произведено с помощью атомно-абсорбционного метода «пиролиза». Дополнительно было определено содержание ртути в листьях тополя.

Метод атомно-абсорбционного анализа особенно применим для определения следов или малых количеств элемента в различных объектах окружающей среды – водах, почвах, растениях и т.д. Особая ценность атомно-абсорбционного анализа для контроля окружающей среды состоит в том, что из одного раствора после разложения образца можно определять многие элементы.

Ртутный анализатор РА-915+ (рисунок 3.2.1.1) является частью аналитического ртутного комплекса, обладающего возможностью выполнять быстрые селективные измерения концентрации ртути в атмосферном воздухе, газовых потоках, жидких и твердых пробах.



Рисунок 3.2.1.1 – Анализатор ртути РА-951+с приставкой ПИРО РА-951+

Для проведения анализов использовались пробы почв, истертые на микровиброистирателе МВИ-1 до состояния пудры (0,0074 мм) и пробы листьев тополя, истертые вручную.

Масса анализируемых навесок была подобрана опытным путем и составляла 30 мг для проб почв и 130 мг для проб листьев тополя. Для каждой пробы было проанализировано по три навески, в качестве результирующего значения бралось среднеарифметическое по трем измерениям.

3.2.2 Определение фтора в почвах

Определение фтора проводили методом потенциометрического титрования с фтор селективным электродом. На приборе Анион -4100 (рисунок 3.2.2.1).

Потенциометрический метод анализа основан на измерении потенциала электрода, погруженного в раствор. Величина потенциала зависит от концентрации соответствующих ионов в растворе. Поэтому, измерив потенциал электрода, погруженного в раствор данной соли неизвестной концентрации, можно определить содержание соответствующих ионов в растворе. Электрод, по потенциалу которого судят о концентрации определяемых ионов в растворе, называют индикаторным электродом.

По значительному изменению разности потенциалов между двумя электродами: индикаторным электродом, потенциал которого изменяется с изменением концентрации исследуемого вещества или реактива в растворе, электродом сравнения, потенциал которого при титровании остается постоянным.

Потенциометрический метод анализа основан на измерении окислительно-восстановительных (электродных) потенциалов, функционально связанных с концентрацией (активностью) определяемого вещества в растворе. В качестве индикаторных электродов при определении рН (в нашем случае фтора) раствора чаще всего используют стеклянные электроды или электроды из сурьмы. Основными преимуществами стеклянных электродов является их нечувствительность к окислительно-восстановительным системам и высокая селективность по отношению к ионам водорода.

Потенциометрический метод анализа служит для определения активности ионов в растворах электролитов, а также для измерения окислительно-восстановительного потенциала различных сред [68].

Фтор определялся в водной вытяжке. Вытяжку готовили путем перемешивания проб с помощью магнитной мешалки в течение 30-ти минут, отстаивания, осаждения, фильтрования и последующего определения.



Рисунок 2.2.2.1 – Анион-4100

Ионоселективные электроды характеризуются хорошей чувствительностью и часто применяются для определения таких низких концентраций, как 1 нг/мл.

3.3. Методика обработки данных

Обработка полученных аналитических данных проводилась с использованием программ «Microsoft Excel 2010». Статистическая обработка данных включала в себя расчет стандартных статистических параметров выборки (среднее значение, стандартная ошибка, медиана, мода, стандартное отклонение, дисперсия, минимальные и максимальные значения, коэффициент вариации, стандартные ошибки).

Для построения графических материалов использовались «Adobe Photoshop v.8 CS», «Surfer 10».

Интенсивность геохимической антропогенной аномалии определяется степенью накопления элемента-загрязнителя по сравнению с природным фоном. Показателем уровня аномальности содержаний элементов является коэффициент

концентрации (КК), который рассчитывался как отношение содержания элемента в природной среде к его фоновому содержанию:

$$KK = C / C_{\phi} , \quad (1)$$

где C – содержание элемента в природной среде,

C_{ϕ} – фоновое содержание элемента.

4 Результаты аналитических исследований

4.1. Содержание и распределение ртути в почвах на исследуемой территории

Ртуть в почвенном покрове распределяется неоднородно, концентрации ее зависят от уровня содержания ртути в почвообразующих породах [69].

Концентрирование ртути в почвах происходит в основном в верхнем слое и связана с уровнем содержания органики, железа, серы [70,71].

Почва, которая находится на пересечении всех транспортных путей миграции химических элементов – наиболее чувствительный индикатор геохимической обстановки в ландшафте [72,73,74].

Важнейшим фактором рассеивания ртути в нижних слоях атмосферы, определяющим особенности распределения на подстилающей поверхности ее аномалий, являются метеоусловия. Контуры почвенных многолетних аномалий ртути атмосферного генезиса формируются в зависимости от среднегодовой розы ветров, а очертания зон накопления ртути на стеблях растений также в значительной мере зависят от сезонного приоритетного направления ветров [54].

По результатам анализа определено, что содержание ртути в пробах почвы на условно фоновой территории составляет 0,017 мг/кг. На территории жилой зоны города содержание ртути изменяется от 0,02 мг/кг до 0,192 мг/кг (таблица 4.1.1), в промышленной части – от 0,008 мг/кг до 3,646 мг/кг (таблицы 4.1.2 – 4.1.3). Следует отметить, что содержание ртути на жилой территории превышает фоновое содержание в 2 раза. Наибольшее содержание отмечается в юго-западной части города и по направлению к промышленной части города (п. Пригородный). Распределение ртути в почвах города представлено на рисунках 4.1.1.

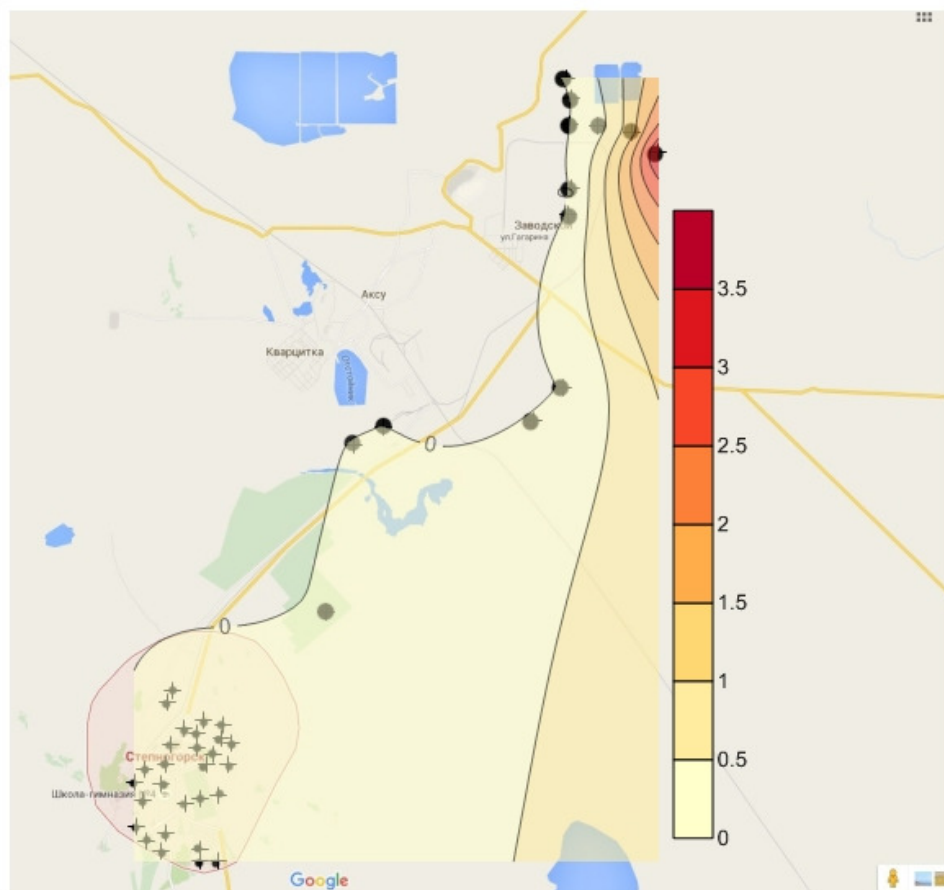


Рисунок 4.1.1. – Распределение содержания ртути в почвах жилой и промышленной зон на территории города, мг/кг.

Содержание ртути на промышленной территории превышает фоновое содержание в 3 раза. Ореол пространственно соответствует зоне воздействия сернокислотного завода. Также следует отметить, что содержание ртути около Степногорской ТЭЦ (0,158 мг/кг) тоже превышает остальные показатели в 3 раза. В технологическом процессе ТЭЦ используется экибастузский уголь Павлодарской области, который характеризуется высоким содержанием элементов-примесей, в составе которых находится и ртуть. Сотрудниками Алматинского института энергетики и связи Илющенко М.А. и Усковым Г.А. в 2002-2003 гг. было проведено исследование по содержанию ртути в образцах углей Центрального Казахстана. По результатам анализа в угольных разрезах Павлодарской области содержание ртути варьируется в пределах 0,014-0,068 мг/кг [75].

Повышенное содержание ртути на территории сернокислотного завода может быть обусловлено тем, что ранее серную кислоту получали из сульфида железа (серный колчедан), состоящего из минерала пирита и примесей. Чистый пирит FeS_2 содержит 53,5% S и 46,5% Fe. В серном колчедане содержание серы обычно колеблется от 35 до 50%, железа – от 30 до 40%, остальное составляют сульфиды цветных металлов, карбонаты, песок, глина и другое. Для отделения сульфидов цветных металлов руду измельчают, разделяют флотацией на концентраты сульфидов цветных металлов и так называемые флотационные хвосты, которые состоят главным образом из пирита и примесей [76]. Технологическая схема производства серной кислоты представлена на рисунке 4.1.3

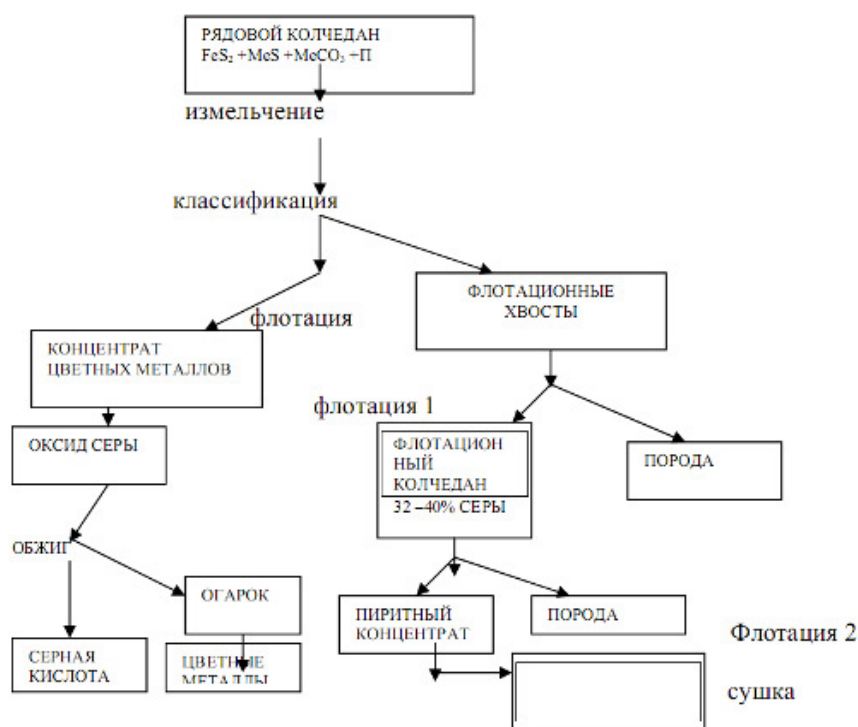


Рисунок 4.1.3 – Технологическая схема производства серной кислоты путем обжига серного колчедана

На данный момент серную кислоту на заводе производят путем обжига комовой серы.

Таблица 4.1.1. – Статистические параметры распределения валового содержания ртути (мг/кг) в почве жилой зоны территории г. Степногорска (n =28)

Сред.	Станд. ошиб.	Медиана	Мода	Станд. откл.	Дисп. выб	Мин.	Макс.	V
0,003	0,008	0,017	Н/Д	0,042	0,002	0,002	0,192	130%

Таблица 4.1.2. – Статистические параметры распределения валового содержания ртути (мг/кг) в почве на промышленной территории г. Степногорска (n =13) (с учетом содержания на территории около сернокислотного завода)

Сред.	Станд. ошиб.	Медиана	Мода	Станд. откл.	Дисп. выб	Мин.	Макс.	V%
0,421	0,286	0,032	Н/Д	1,032	1,066	0,008	3,646	245

Таблица 4.1.3 – Статистические параметры распределения валового содержания ртути (мг/кг) в почве на промышленной территории г. Степногорска (n =13) (без учета содержания на территории около сернокислотного завода)

Сред.	Станд. ошиб.	Медиана	Мода	Станд. откл.	Дисп. выб	Мин.	Макс.	V, %
0,047	0,026	0,018	Н/Д	0,085	0,007	0,008	0,303	179

Следует отметить, что коэффициент вариации по содержанию ртути больше 33%, что указывает на неоднородность распределения элемента по территории. Концентрации ртути на жилой территории города и на территории промышленной площадки в среднем не превышают ПДК (ПДК = 2,1 мг/кг) и кларк в верхней части континентальной коры (0,072 мг/кг) (по Григорьеву, 2003), за исключением территории около сернокислотного завода, где максимальное содержание ртути в почве превышает ПДК почти в 2 раза, кларк – в 34 раза (рисунок 4.1.3).

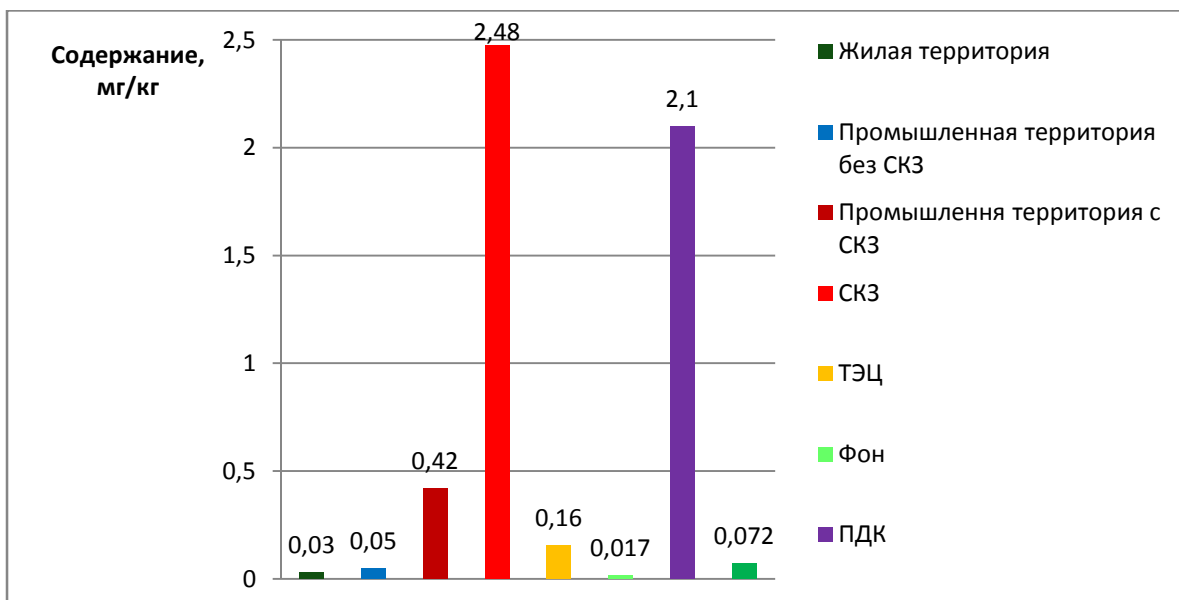


Рисунок 4.1.3. – Диаграмма сравнения средних содержаний ртути в почвах изученной территории

Таким образом, содержание ртути в среднем по городу не превышает ПДК, за исключением территории около сернокислотного завода.

На рисунке 4.1.4 представлена диаграмма сравнения содержания ртути в почвах различных городов с разной экологической ситуацией.

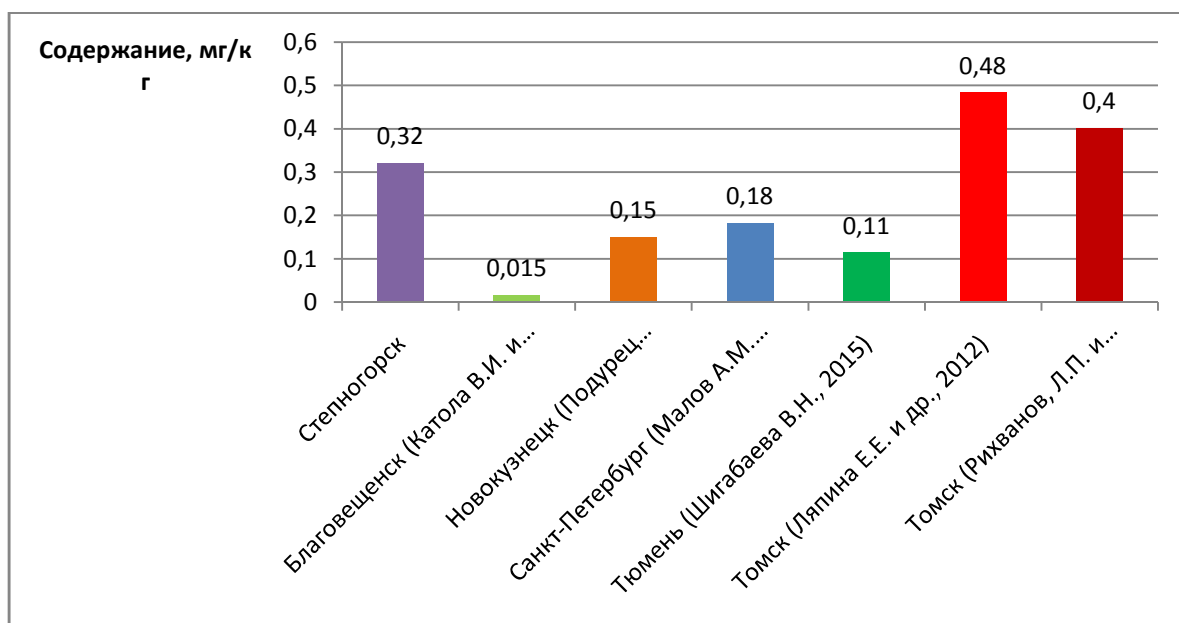


Рисунок 4.1.4 – Диаграмма сравнения содержаний ртути в почвах различных городов

При сравнении содержаний ртути в почвах территорий других городов выявлено, что среднее содержание ртути в жилой зоне г. Степногорска выше,

чем в г. Благовещенске в 2 раза [28] и ниже, чем в г. Новокузнецке в 4,7 раз [29], г. Томске – в 13 раз [4], г. Тюмени – в 3,5 раза [27] и г. Санкт-Петербурге – в 5,7 раз [22]. Следует отметить, что превышений ПДК по данным, приведенным для сравнения, не установлено.

4.2. Содержание и распределение ртути в сухом веществе листьев тополя на исследуемой территории

Ртутная токсикация растений является наиболее опасным проявлением антропогенного воздействия и приводит к необратимым последствиям в физиологии всего растительного организма.

Поступление ртути из нижних слоев атмосферы в клетки листьев осуществляется через устьица, покровные ткани и цитоплазматические мембраны. Изменение структуры защитных барьеров клеток повышает скорость проникновения ртути в цитоплазму, и она транспортируется по ксилеме на верхушку или края листа.

Листовая диагностика химического состава древесных растений является одним из самых информативных показателей при различных типах и уровнях эмиссионных нагрузок [55].

К основным древесным растениям исследуемой территории относится тополь, элементный состав листвы которого интенсивно меняется в связи с изменением техногенной нагрузки.

По данным проведенного анализа определено, что в пробах, отобранных на жилой территории, среднее содержание ртути в листьях тополя составляет 0,013 мг/кг, в образцах, отобранных на промышленной территории – 0,0114 мг/кг (таблицы 4.2.1 и 4.2.2). Фоновым значение условно взята проба, отобранная на жилой территории, место отбора расположено в противоположную сторону от преобладающего направления ветра и отдалено от мест с высокой антропогенной нагрузкой. Распределение содержания ртути в листьях тополя и сравнение с фоновым значением представлены на рисунках 4.2.1.

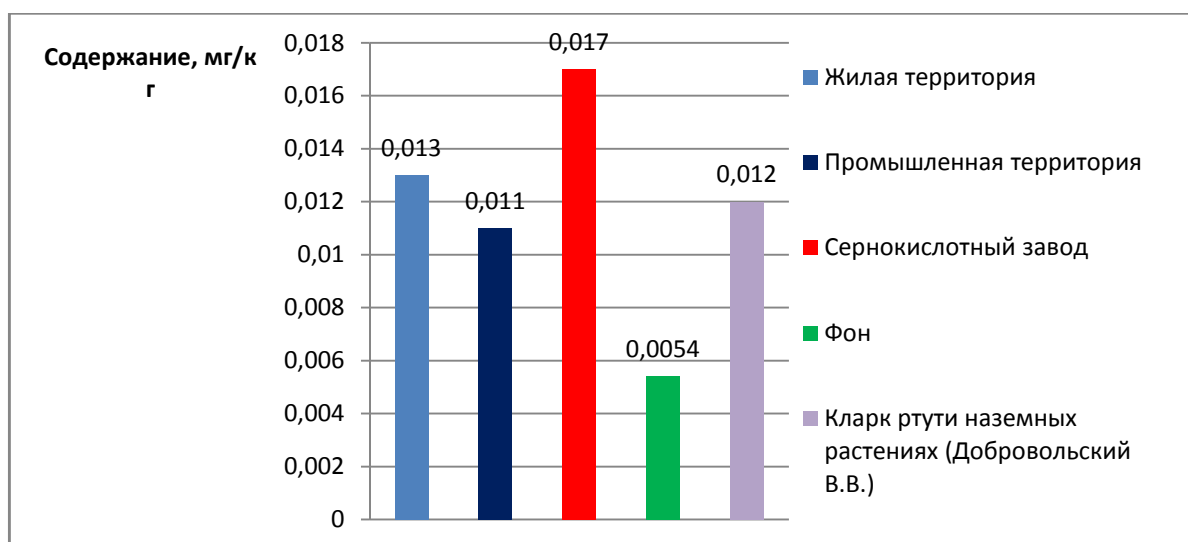


Рисунок 4.2.1. – Диаграмма сравнения содержаний ртути в листьях тополя на исследуемой территории

Среднее содержание ртути в целом по городу, включая жилую и промышленную территории, превышает фоновое в 2 раза.

Таблица 4.2.1 – Статистические параметры распределения валового содержания ртути (мг/кг) в сухом веществе листьев тополя на жилой территории г. Степногорска (n =15)

Среднее	Станд. ошиб	Медиана	Станд. отклон.	Дисп.выб.	Мин.	Макс.	V%
0,013	0,003	0,012	0,012	0,0001	0,002	0,05	91

Таблица 4.2.2 – Статистические параметры распределения валового содержания ртути (мг/кг) в сухом веществе листьев тополя на территории промышленной зоны г. Степногорска (n =7)

Среднее	Станд. ошиб.	Медиана	Станд. отклон.	Диспер. выб.	Мин.	Макс.	V, %
0,011	0,003	0,01	0,008	0,0001	0,003	0,025	70

Коэффициент вариации по содержанию ртути в листьях тополей больше 33%, что указывает на неоднородность распределения элемента по территории.

Следует отметить, что среднее содержание ртути в пробах, отобранных на жилой территории выше, чем в пробах, отобранных на промышленной территории. Распределение ртути по территориям представлено на рисунке 4.2.3.

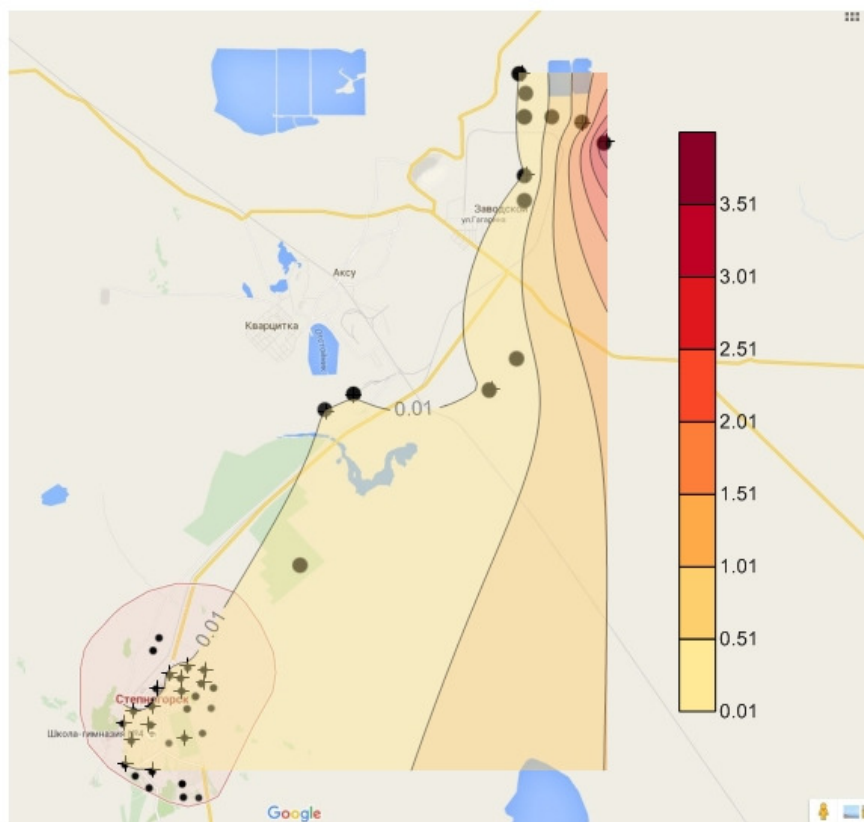


Рисунок 4.2.3. – Распределение ртути в листьях тополя на исследуемой территории города, мг/кг

Распределение содержания ртути в листьях тополя на промышленной территории практически совпадает с распределением ртути в почвах на этой территории, в частности в пробах листьев тополя также как и в пробах почвы, отобранных около сернокислотного завода, отмечается повышенное, относительно других точек, содержание ртути. Среднее содержание ртути в листьях, отобранных около завода, составляет 0,017 мг/кг, что превышает фоновое значение в 3 раза.

Такая зависимость указывает, на то, что деятельность завода до сих пор является источником поступления ртути в окружающую среду, несмотря на то, что, как указывалось ранее, в техническом процессе производства произошли изменения.

Таким образом, можно сделать вывод, что деятельность сернокислотного завода несет повышенную ртутную нагрузку, что представляет опасность для здоровья населения и окружающей среды в целом.

4.3. Содержание и распределение фтора в почвах исследуемой территории

Содержание фтора в почве, по литературным данным, определяется многими процессами: десорбцией, горизонтальной и вертикальной миграцией, содержанием солей, карбонатов, гранулометрическим составом почвы.

Накопление фтора в почве зависит от типа почвы и глубины горизонта. Исследования показали, что в песчаных почвах концентрации фторидов с глубиной уменьшаются в 1,5-2,0 раза, а в глинистых – происходит накопление на глубине 20 см также до 1,5 [35].

По результатам потенциометрического анализа определено среднее содержание водорастворимого фтора в почвах жилой территории города, которое составляет 1,29 мг/кг, в почвах промышленной территории – 6,59 мг/кг. Среднее содержание на условно фоновой территории составляет – 1,11 мг/кг.

Распределение фтора в почвах жилой и промышленной территорий представлено на рисунке 4.3.1 и в таблицах 4.3.1, 4.3.2.

Следует отметить, что фтор не является типичным элементом для данного района и общеизвестные источники поступления его в окружающую среду на территории города не выявлены, но, тем не менее, ореол распространения фтора соответствует зоне влияния сернокислотного завода и ТЭЦ.

Подвижность и легкодоступность фтора проявляются в кислых средах, что обуславливает распространённость фтора на территории сернокислотного завода.

В процессе извлечения урана из руды на ГМЗ используется кислотное выщелачивание, в процессе которого путем нескольких стадий получают оксид урана, таким образом, фтор может быть побочным элементом перевода урана в твёрдое состояние.

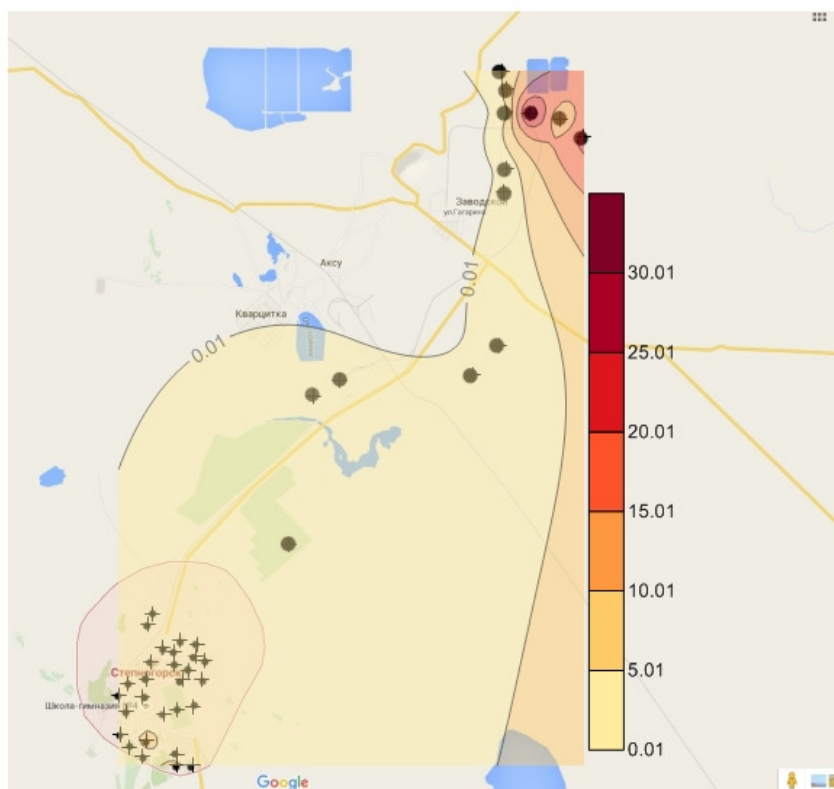


Рисунок 4.3.1 – Распределение содержаний фтора в почвах города, мг/кг

Исследования показали, что ТЭЦ и ГРЭС могут являться источниками выбросов в окружающую среду различных соединений, в том числе соединений фтора [34]. Вклад теплоэнергетической отрасли в эмиссию фтора также изучен на примере ряда регионов. В процессе сжигания угля фторсодержащие соединения могут поступать в окружающую среду в форме фтористого водорода. Некоторая часть фторсодержащих выбросов может превращаться в соли. В зависимости от направления ветра и расстояния от ТЭЦ (1700-4500 м) концентрация фтора меняется в интервале от 0,56 до 1,94 мг/л при среднем значении 1,21 мг/л, по данным [76].

Таким образом, объясняется присутствие аномальных концентраций фтора в почвах.

Таблица 4.3.1 – Статистические параметры распределения содержаний водорастворимого фтора (мг/кг) в почве на жилой территории г. Степногорска (n=28) по данным потенциометрического анализа

Сред.	Станд. ошиб.	Медиана	Мода	Станд. отк.	Дис. выб.	Мин.	Макс.	V, %
1,29	0,39	0,6	0,6	2,06	4,24	0,01	8,1	2

Таблица 4.3.2 – Статистические параметры распределения содержаний водорастворимого фтора (мг/кг) в почве на промышленной территории г. Степногорска (n =13) по данным потенциометрического анализа

Сред.	Станд. ошиб.	Медиана	Мода	Станд. отклон.	Дисп. выб.	Мин.	Макс.	V, %
6,59	2,57	2,50	1,50	9,26	85,73	0,60	30,20	1,4

Коэффициент вариации по содержанию фтора меньше 33%, что указывает на однородность распределения элемента по территории. Концентрации фтора в жилой зоне города и на территории промышленной площадки не превышают ПДК (ПДК = 10 мг/кг), но превышают кларк в верхней части континентальной коры (0,051 мг/кг, Григорьев, 2003) (рисунок 4.3.2).

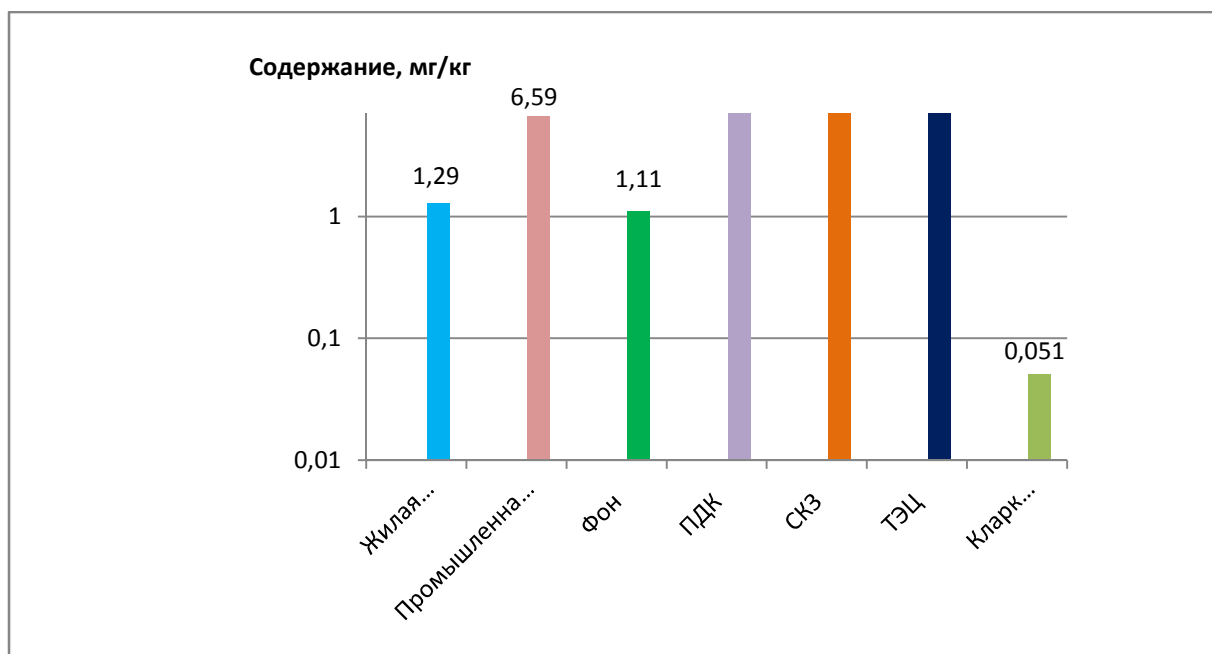


Рисунок 4.3.2. – Диаграмма сравнения содержаний фтора в почвах изученной территории

Таким образом, среднее содержание фтора в почвах города, не превышает ПДК, но значительно превышает кларк верхней континентальной коры.

5 Социальная ответственность при изучении ртути в почвах на территории города

Социальная ответственность или корпоративная социальная ответственность (как морально-этический принцип) – это ответственность перед людьми и данными им обещаниями, когда организация учитывает интересы коллектива и общества, возлагая на себя ответственность за влияние их деятельности на заказчиков, поставщиков, работников, акционеров [78].

Город Степногорск расположен в Акмолинской области, в лесостепных равнинах Казахского мелкосопочника. Строительство города связано с созданием в 1956 году на базе урановых месторождений Северного Казахстана Целинного горно-химического комбината.

Климат области резко континентальный. Лето короткое, теплое, зима продолжительная, морозная, с сильными ветрами и метелями. Минимальная температура воздуха составляет свыше минус 40°C, максимальная достигает плюс 44°C [60].

В выпускной работе были изучены пробы почвы и листьев тополя. Отбор проб осуществлялся в июне 2015 года на территории города. Всего было отобрано 44 проб почвы и 24 пробы листьев тополя.

Во время выполнения выпускной работы в лаборатории и в кабинете с ЭВМ осуществлялись обработка результатов анализов проб, их систематизация; расчет геохимических показателей и их сравнительных характеристик; оформление итоговых данных в виде таблиц, диаграмм, графиков, рисунков, а также набор текста на персональном компьютере.

Таким образом, в разделе рассмотрены полевой, лабораторный камеральный этапы (таблица 5.1).

Таблица 5.1. – Основные элементы производственного процесса, формирующие опасные и вредные факторы при выполнении работ

Наименование видов работ	Факторы (ГОСТ 12.0.003-99)		Нормативные документы
	Опасные	Вредные	
1	2	3	4
Полевые работы: 1) отбор проб почвы и листьев тополя	1.Механические повреждения при пересечении местности	1.Отклонение показателей климата на открытом воздухе; 2. Тяжесть физического труда	ГОСТ 12.0.003-99 [78] ГОСТ 12.1.005-88 [79]
Лабораторные работы: 1) прободготовка к атомно-абсорбционному анализу; 2) проведение анализа проб с использованием оборудования Камеральные работы: 1) работа персональных ЭВМ (обработка результатов анализа, построение графического материала, набор текста)	1.Электрический ток; 2.Пожароопасность и взрывоопасность; 3.Химическая опасность	1.Недостаточная освещенность рабочего помещения. 2.Нарушение микроклиматических параметров. 3.Утечка токсичных и вредных веществ в атмосферу	СанПиН 2.2.4.548-96 [80] СанПиН 2.2.4.1294-03 [81] ГОСТ 12.1.019-79 [82] ГОСТ 12.1.038-82 [83] ГОСТ 12.1.004-91 [84] СНиП 21-01-97 [85] ГОСТ 12.1.005-88[86] СанПиН 2.2.1/2.1.1.1.1278-03 [87]

5.1.Анализ вредных факторов и обоснование мероприятий по их устранению

Полевой этап

Вредный производственный фактор – производственный фактор, воздействие которого на работающего в определенных условиях приводит к заболеванию или снижению трудоспособности [6].

Основную опасность при полевых работах в городе в летнее время представляют: перегревание организма и физические травмы.

Отклонение показателей климата на открытом воздухе

Необходимым условием эффективной производственной деятельности человека является обеспечение нормальных метеорологических условий в рабочей зоне. Климат представляет собой комплекс физических факторов, таких как влажность, скорость движения воздуха, интенсивность солнечного излучения, величину атмосферного давления. Параметры климата оказывают непосредственное влияние на теплообмен человека с окружающей средой, его тепловое состояние и определяют самочувствие, работоспособность, здоровье и производительность труда.

Отбор проб почвы и листьев тополя проводился в летний период (июнь) на территории г. Степногорск. Климат области резко континентальный. Средняя температура в июне – 24°C. Максимальная температура достигает плюс 44°C. Средняя скорость ветра – 3 м/с. Неправильно организованные полевые работы в летнее время создают опасность перегревания организма человека. В результате высоких температур и слабого ветра у человека наступает тепловой перегрев организма, приводящий к солнечному удару. При высокой температуре воздуха у человека усиливается потоотделение, которое приводит к судорожной болезни вследствие нарушения водносолевого баланса. При высокой температуре организуют рациональный режим труда и отдыха путем сокращения рабочего дня, введения перерывов для отдыха в зонах с нормальным климатом (полевые лагеря). При проведении полевых работ в жаркие дни для исключения тепловых ударов нужно работать в головных уборах и обязательно иметь при себе индивидуальную фляжку с питьевой водой. Одежда должна быть специальной (например, футболка, куртка и брюки) из хлопчатобумажной ткани светлых тонов. Необходимо также иметь при себе полевую аптечку с необходимыми для этих случаев медикаментами (средства защиты от солнечных ожогов, жаропонижающие средства и т.д.) [89].

Тяжесть и напряженность физического труда

Труд в полевых условиях всегда связан с физическими нагрузками. Физическая тяжесть труда – нагрузка на организм, требующая преимущественно мышечных усилий и соответствующего энергетического обеспечения. Согласно Р 2.2.2006-05 классификация труда по тяжести производится по уровню энергозатрат, с учетом вида нагрузки (статистическая или динамическая) и нагружаемых мышц. Если максимальная масса поднимаемых вручную грузов не превышает 5 кг для женщин и 15 кг для мужчин, работа характеризуется как легкая; 5-10 кг для женщин и 15-30 кг для мужчин – средней тяжести; свыше 10 кг для женщин и 30 кг для мужчин – тяжелая. В нашем случае предполагаемая работа средней тяжести [90].

Лабораторный и камеральный этапы

Состояние воздушной среды рабочего помещения характеризуется следующими показателями: температурой, относительной влажностью, скоростью движения воздуха, интенсивностью теплового излучения от нагретой поверхности. Для подачи в помещение воздуха используются системы механической вентиляции и кондиционирования, а также естественная вентиляция - регулируется температура воздуха с помощью кондиционеров как тепловых, так и охлаждающих.

Компьютерная техника и микроскопы являются источником существенных тепловыделений, что может привести к повышению температуры и снижению относительной влажности в помещении. В таких помещениях должны соблюдаться определенные параметры микроклимата. Нормы микроклимата установлены системой стандартов безопасности труда ГОСТ 12.1.005-88 [87] и строительными нормами СанПиН 2.2.4.548-96 [81].

Для подачи в помещения свежего воздуха используются естественная вентиляция (проветривание). В помещениях, согласно СанПиН 2.2.4.548-96 должны обеспечиваться оптимальные параметры микроклимата (табл. 5.1.1).

Таблица 5.1.1. Оптимальные величины показателей микроклимата на рабочих местах производственных помещений [81].

Период года	Категория работ по уровню энергозатрат, Вт	Температура воздуха, °С	Температура поверхностей, °С	Относительная влажность воздуха, %	Скорость движения воздуха, м/с
Холодный	Ia (до 139)	22-24	21-25	60-40	0,1
	Iб (140-174)	21-23	20-24	60-40	0,1
Теплый	Ia (до 139)	23-25	22-26	60-40	0,1
	Iб (140-174)	22-24	21-25	60-40	0,1

Для поддержания оптимальных микроклиматических условий в помещении в летний период необходимо своевременно, не реже одного раза в сутки, проветривать помещение, проводить влажную уборку. При проведении камеральных работ на компьютере, с монитора вытирать пыль.

В зимний период используется естественная вентиляция, помещение лаборатории должно отапливаться. В зимнее время в помещениях рабочей зоны следует использовать для отопления приборы систем водяного и парового отопления с гладкой поверхностью, допускающей легкую очистку, например радиаторы секционные или панельные одинарные [91].

Работы с вычислительной техникой относятся к категории Ia - работы с интенсивностью энерготрат до 120 ккал/ч (до 139 Вт), производимые сидя и сопровождающиеся незначительным физическим напряжением.. Оптимальная температура постоянного рабочего места для работ такой категории в помещении – 28-31°С. Вычислительная техника является источником существенных тепловыделений, что может привести к повышению температуры и снижению относительной влажности в помещении. В помещениях, где установлены компьютеры, должны соблюдаться определенные параметры микроклимата.

Недостаточная освещенность рабочей зоны

Рациональное световое оформление помещений направлено на улучшение санитарно-гигиенических условий труда, повышение его производительности. Согласно санитарно-гигиеническим требованиям, рабочее место должно быть освещено естественным и искусственным освещением. Естественное и искусственное освещение регламентируется СанПиН 2.2.1/2.1.1.1278-03 [92]. В зависимости от характера зрительной работы, системы и вида освещения, фона, контраста объекта с фоном.

В дневное время производственные помещения следует освещать естественным светом. Естественное освещение зависит от времени года, времени суток, облачности, интерьера помещения. Естественное освещение осуществляется боковым светом через окна. В зимний период, вследствие укороченного светового дня и недостаточного естественного освещения, необходимо использовать искусственное освещение, которое обеспечивается электрическими источниками света. Искусственное освещение подразделяется на общее и местное. При общем освещении светильники устанавливают в верхней части помещения, что позволяет отключать их последовательно в зависимости от естественного освещения. Выполнение таких работ, как, например, обработка документов, требует дополнительного местного освещения, концентрирующего световой поток непосредственно на предметы труда. Освещенность на поверхности стола в зоне размещения рабочего документа должна быть 300-500 лк. Местное освещение не должно давать блики. Предпочтение должно отдаваться лампам дневного света (ЛДЦ), установленным в верхней части помещения.

Оптимальные нормы освещенности достигаются мытьем окон, побелкой стен, подстриганием веток деревьев, которые закрывают доступ естественного света в окна, правильным расчетом освещенности и выбором осветительных приборов. В качестве источников света при искусственном освещении должны применяться преимущественно люминесцентные лампы типа ЛБ. В

лабораториях при работе с экраном дисплея и в сочетании с работой над документами, рекомендуется освещенность 400Лк при общем освещении. Нормы естественного и искусственного освещения приведены в таблице 5.1.2

Таблица 5.1.2 Нормируемые параметры естественного и искусственного освещения [92]

Помещения	Рабочая поверхность и плоскость нормирования КЕО и освещенности и высота плоскости над полом, м	Естественно е освещение		Совмещенно е освещение		Искусственное освещение		
		КЕО e_n , %		КЕО e_n , %				
		При верхнем или комбинированном освещении	При боковом освещении	При верхнем или комбинированном освещении	При боковом освещении	Освещенность, лк		
						При комбинированном освещении		При общем освещении
						всего	от общего	
<i>Конструкторские и проектные организации, научно-исследовательские учреждения</i>								
1. Кабинеты, рабочие комнаты, офисы, представительства	Г-0,8	3,0	1,0	1,8	0,6	400	200	300
2. Аналитические лаборатории	Г-0,8	4,0	1,5	2,4	0,9	600	400	500
3. Помещения для работы с дисплеями и видеотерминалами, залы ЭВМ	Г-0,8 Экран монитора: В-1,2	3,5 -	1,2 -	2,1 -	0,7 -	500 -	300 -	400 200

Примечания: Г– горизонтальная, В - вертикальная

Утечки токсичных и вредных веществ в атмосферу

При подготовке проб биологического материала к изучению их химического состава, в лаборатории воздух загрязняется вредными для здоровья человека парами, пылью, газами. Это обосновывается тем, что работы производятся со многими химическими реактивами и веществами. Возможны

утечки и при неправильном хранении этих веществ. Поступление ядов через органы дыхания является основным и наиболее опасным путем.

По ГОСТ 12.1.005-88 (2001) все вредные вещества по степени воздействия на организм человека подразделяются на следующие классы [87]:

- 1 – чрезвычайно опасные (ПДК менее 0,1 мг/м куб) (соединения никеля 0,05 мг/м³, ртуть 0,005 мг/м³ и др.);
- 2 – высокоопасные (ПДК 0,1 до 1 мг/м куб) (медь 0,5 мг/м³);
- 3 – умеренно опасные (ПДК 1 до 10 мг/м куб) (оксиды азота 5 мг/м³, ион аммония 10 мг/м³ и др.);
- 4 – малоопасные (ПДК более 10 мг/м куб) (спирт 1000 мг/м³).

Для предотвращения отравления организма человека вредными веществами все лабораторные работы должны производиться в вытяжных шкафах при включенной вентиляции. Скорость движения воздуха в вытяжном шкафу должна обеспечивать полное удаление вредных веществ. Хранение таких веществ должно исключать возможность их утечки. При необходимости, в работе с такими веществами рабочий персонал должен пользоваться средствами защиты (противогаз, респиратор).

5.2. Анализ опасных производственных факторов и обоснование мероприятий по их устранению

Опасный производственный фактор – производственный фактор, воздействие которого на работающего в определенных условиях приводит к травме или к другому внезапному резкому ухудшению здоровья [93].

Полевой этап

Механические травмы при пересечении местности.

В полевых условиях, а именно на открытой местности при проведении геоэкологических работ – на территории города возрастает риск получения повреждений и травм многократно возрастает. Повреждения могут быть разной степени тяжести: переломы рук и ног, различные растяжения, вывихи, ушибы,

порезы и др. Во избежание различных повреждений необходимо строго соблюдать технику безопасности и индивидуальную безопасность жизнедеятельности, быть очень внимательными при проведении работ. Работникам необходимо иметь при себе аптечку с медикаментозными средствами (вата, бинт, жгут, медицинский спирт, зеленка, перекись водорода, анальгин, нашатырный спирт, альбуцид, ношпа и др.).

Лабораторный и камеральный этапы

Поражение электрическим током

Источником электрического тока при проведении анализов на оборудовании, а также при работе на ЭВМ могут явиться перепады напряжения, высокое напряжение и вероятность замыкания человеком электрической цепи.

Проходя через организм человека, электрический ток оказывает: термическое действие (ожоги, нагрев до высоких температур внутренних органов); электролитическое действие (разложение органических жидкостей тела и нарушение их состава); биологическое действие (раздражение и возбуждение живых тканей организма, что сопровождается непроизвольными судорожными сокращениями мышц).

Нормирование: значение напряжения в электрической цепи должно удовлетворять ГОСТу 12.1.038-82 ССБТ [84]. Напряжения прикосновения и токи, протекающие через тело человека при нормальном (неаварийном) режиме электроустановки, не должны превышать значений указанных в таблице 25.

Таблица 5.2.1 – Нормирование напряжения прикосновения и тока, [81]

Род тока	U, В	I, mA
Переменный 50 Гц	2,0	0,3
Переменный 400 Гц	3,0	0,4
Постоянный	8,0	1,0

По опасности поражения электрическим током помещения с ПЭВМ и лаборатория относятся к помещениям без повышенной опасности (согласно

ПУЭ), т.к. в данных помещениях преобладают следующие условия: относительная влажность составляет 50-60%; температура воздуха в помещениях не превышает 35 °С; отсутствуют токопроводящие полы (полы деревянные) [80].

Защита от электрического тока подразделяется:

- защита от прикосновения к токоведущим частям электроустановок (изоляция проводов, блокировка, пониженные напряжения, знаки безопасности и плакаты);
- защиты от поражения электрическим током на электроустановке (защитное заземление, защитное отключение, молниезащита).

Помещения, где размещаются рабочие места с ПЭВМ, должны быть оборудованы защитным заземлением (занулением) в соответствии с техническими требованиями по эксплуатации.

Пожарная безопасность

Помещение лаборатории, в которой проводились исследования по пожароопасности относятся к категории В – пожароопасные помещения: горючие и трудно горючие жидкости, твердые вещества и материалы (в том числе пыли и волокна), а также вещества и материалы, способные при взаимодействии с водой, кислородом воздуха или друг с другом только гореть, при условии, что помещения, в которых они имеются в наличии или обращаются, не относятся к категориям А или Б [85].

В рабочих кабинетах и в лабораториях нельзя пользоваться электроплитками с открытой спиралью или другими обогревательными приборами с открытым огнем, т.к. проведение лабораторных работ нередко связано с выделением пожаровзрывоопасных паров, газов, горячих жидкостей и веществ. Работы ведутся при строгом соблюдении правил пожарной безопасности. По окончании работ в лаборатории необходимо проверить газовые краны и отключить электроэнергию на общем рубильнике.

После окончания работы все производственные помещения должны тщательно осматриваться лицом, ответственным за пожарную безопасность.

К основным огнегасительным веществам относятся вода, химическая и воздушно-механическая пена, водяной пар, сухие порошки, инертные газы, галоидированные составы. Для первичных средств пожаротушения применяется песок, войлочные покрывала.

В здании для лабораторных исследований и камеральных работ имеются только порошковые огнетушители типа ОП-03.

5.3. Безопасность в чрезвычайных ситуациях

Чрезвычайная ситуация (ЧС) – это обстановка на определенной территории, сложившаяся в результате аварии, опасного природного явления, катастрофы, стихийного или иного бедствия, которые могут повлечь или повлекли за собой человеческие жертвы, ущерб здоровью людей или окружающей природной среде, значительные материальные потери и нарушение условий жизнедеятельности людей.

Так как пробоотбор для исследований проводится летом, не исключено проявление такой чрезвычайной ситуации, как сильная жара.

Сильная жара характеризуется превышением среднеплюсовой температуры окружающего воздуха на 10 и более градусов в течение нескольких дней.

Опасность заключается в тепловом перегревании человека, т.е. угрозе повышения температуры его тела выше 37,1 градусов по Цельсию или теплонарушении – приближении температуры тела к 38,8 градусов по Цельсию. Тепловое критическое состояние наступает при длительном и (или) сильном перегревании, способном привести к тепловому удару или нарушению сердечной деятельности. Симптомами перегревания являются: покраснения кожи, сухость слизистых оболочек, сильная жажда. В дальнейшем возможна потеря сознания, остановка сердца и дыхания.

Правила поведения во время сильной жары:

- избегать воздействия повышенной температуры;

- носить светлую воздухопроницаемую одежду (желательно из хлопка) с головным убором. Передвигайтесь не спеша, старайтесь чаще находиться в тени;

- не употреблять пиво и другие алкогольные напитки, это приведет к ухудшению общего состояния организма.

При тепловом поражении немедленно перейти в тень, на ветер или принять душ, медленно выпить много воды. Постараться охладить свое тело, чтобы избежать теплового удара. В случае потери сознания кем-то из окружающих, провести реанимационные мероприятия (массаж сердца и искусственное дыхание) [97].

5.4. Законодательное регулирование проектных решений

Нормативно-правовая база обеспечения безопасности жизнедеятельности населения и защиты территорий регламентирует обязанности и права государственных органов, общественных организаций, должностных лиц и всех граждан, закрепляет и регулирует устройство и назначение специальных органов управления в области защиты от ЧС, определяет ответственность всех уровней власти и граждан.

Правовой основой законодательства в области обеспечения безопасности жизнедеятельности является Конституция [98] – Основной закон государства.

В области охраны труда на предприятиях и в учреждениях основными законодательными актами являются Трудовой кодекс РФ (ТК РФ), Гражданский кодекс РФ (ГК РФ) и Федеральный закон от 17 июля 1999 г. № 181-ФЗ «Об основах охраны труда в Российской Федерации».

В правовой системе сохранения жизни и здоровья работников в процессе трудовой деятельности ведущее место занимают нормативно-правовые акты охраны труда. Федеральным законом «Об основах охраны труда в Российской Федерации» (ст. 3) установлены единые государственные требования охраны труда, являющиеся обязательными для исполнения организациями,

юридическими, физическими лицами всех форм собственности при различных видах деятельности.

6 Финансовый менеджмент, ресурсоэффективность и ресурсосбережение

6.1 Планирование управления научно-техническим проектом

Цель данной работы заключается в изучении накопления и распределения ртути в почвах г. Степногорск (Республика Казахстан). Для этого необходимо произвести следующие виды работ, которые выполняются последовательно: эколого-геохимические -литогеохимические, лабораторные (табл. 7.1.1). Работы проводились на всей территории города, условно разделенной на жилую и промышленную части. Протяженность маршрута – 22 км. Количество проб: почва – 44.

На основании технического плана рассчитываются затраты времени и труда.

Таблица 6.1.1 – Виды и объемы проектируемых работ (технический план)

№	Виды работ	Кол-во проб	Условия производства работ	Вид оборудования
1.	Литогеохимические исследования	44	Пункты отбора проб находятся на территории г. Степногорска (Республика Казахстан)	Специальная пробоотборная лопатка, полиэтиленовые пакеты
3	Предварительное изучение результатов анализов проб и выявление элементов-загрязнителей исследуемых природных сред	44	Анализ проб лаборатории микроэлементного анализа кафедры ГЭГХ ИПР НИ ТПУ	Анализатор ртути РА-915+ с пиролитической приставкой ПИРО-915
4	Определение фоновых и минимально-аномальных содержаний анализируемых элементов			
5	Расчет суммарного показателя концентрации (рассеяния)	44	Кафедра ГЭГХ ИПР НИ ТПУ	ПЭВМ

	элементов-загрязнителей			
--	-------------------------	--	--	--

Расчет затрат времени и труда по видам работ

Для расчета затрат времени и труда использовались нормы, изложенные в ССН-93 выпуск 2 «Геолого-экологические работы» [99]. Из этого справочника взяты следующие данные: норма времени, выраженная на единицу продукции; коэффициент к норме.

Расчет затрат времени выполняется по формуле:

$$N=Q*H_g*, \quad (1)$$

где: Q- объем работ; H_g – норма времени; K – соответствующий коэффициент к норме.

Все работы были выполнены специалистом 1 категории под руководством специалиста-геоэколога.

Используя технический план, в котором указаны все виды работ необходимо определить затраты времени на выполнение каждого вида работ в сменах (табл. 7.1.2).

Таблица 6.1.2 – Расчет затрат времени и труда

№	Вид работ	Объем		Норма времени по ССН ($H_{вр}$)	Документ	Коэффициент	Итого времени на объем (N)
		Ед. изм	Кол-во (Q)				
1	Проведение маршрутов (среднее расстояние между площадками 500 м)	км	22	0,267	ССН, вып. 2 табл. 31 ст.4 стр.36	-	5,87
2	Литогеохимические исследования	проба	44	0,0403	ССН, вып. 2 табл. 23 ст.3, стр.1	-	1,77

8	Предварительное изучение результатов анализов проб и выявление элементов-загрязнителей исследуемых природных сред	элементо - определе ния	44	0,00034	ССН, вып. 2, табл. 60, стр. 29, ст. 7 -	-	0,015
9	Определение фоновых и минимально-аномальных содержаний анализируемых элементов	элементо - определе ния	44	0,00046	ССН, вып. 2, табл. 60, стр. 30, ст. 7-	-	0,02
10	Расчет суммарного показателя концентрации (рассеяния) элементов-загрязнителей	элементо - определе ния	44	0,00031	ССН, вып. 2, табл. 60, стр. 31, ст. 7-	-	0,014
11	Расчет суммарной экологической нагрузки от совокупности элементов-загрязнителей в одной природной среде	элементо - определе ния	44	0,00336	ССН, вып. 2, табл. 60, стр. 32, ст. 7-	-	0,15
Итого							7,843

Таблица 6.1.3 – Баланс рабочего времени

№	Виды работ	Специалист 1 категории	Геоэколог
		чел/смен	чел/смен
1	Литогеохимические исследования	0,41	0,41
2	Камеральная обработка	0,41	0,41
	Итого общее время	0,41	0,41

Таблица 6.1.4 – Основные расходы

Наименование расходов		Един. измер.	Затраты труда	Дневная ставка, руб	Индекс удорожания	Сумма основных расходов
Основная заработная плата:						
Ведущий специалист	1	чел-см	1,23	919	1,022	1155
Специалист I кат.	1	чел-см	1,23	539	1,022	678
ИТОГО:	2		2,46			1833
Дополнительная зарплата	7,9%					
ИТОГО:						1978

ИТОГО: с р.к.=	1,3					2571
Страховые взносы	30,0%					771
ИТОГО:						3342
Материалы, К _{тзр} =1,0	5,0%					99
Амортизация	1	смена	2,46	66,22		2649
ИТОГО основных расходов:						6090

6.2 Бюджет научного исследования

Бюджет научного исследования для литогеохимических и камеральных работ также определялись согласно ССН, выпуск 2 таблица 49, а для лабораторных работ согласно инструкциям и методическим рекомендациям (таблица 6.2.1).

Таблица 6.2.1 – Нормы расхода материалов на проведение геохимических работ

Наименование и характеристика изделия	Единица	Цена, руб.	Норма расхода	Сумма, руб.
Блокнот	шт.	50	2,0	100
Карандаш простой	шт.	10	2	20
Резинка ученическая	шт.	10	1	10
Пакеты полиэтиленовые фасовочные	шт.	0,5	120	60
Книжка этикетная	Пачка (300шт.)	30	1	30
Перчатки латексные нестерильные	шт.	20	12	240
Лопатка пластмассовая	шт.	80	1	80
Фольга алюминиевая 10 м × 30см	шт.	70	0,05	3,5
Спирт этиловый технический марки А гидролизный	л	90	1,7	153
Вата стерильная хирургическая	кг	40	0,6	24
Пинцет медицинский	шт.	80	1	80
Бумага офисная	пачка (100 л)	200	1	200
Карандаш простой	шт.	10	2	20
Резинка ученическая	шт.	10	1	10
Линейка чертежная	шт.	40	1	40
Ручка шариковая (без стержня)	шт.	12	2	24
Итого:				1094,5

В таблице 6.2.2 представлены затраты на дорогу. При проезде автомобильным транспортом учитываем стоимость бензина АИ-92 по территории города, по состоянию на 2015 год цена составляет в среднем 33 руб/л. Общая протяженность маршрута 22 км. Из расхода 0,25 л бензина на 1 км, нам потребуется 5,5 л.

Таблица 6.2.2 - Расчет затрат на проезд

№	Наименование автотранспортного средства	Количество	Стоимость (р).
1	Бензин, АИ-92	5,5 л	33
Итого			181,5

Расчет стоимости на лабораторные исследования представлен в таблице 6.2.3.

Таблица 6.2.3 – Расчет затрат на лабораторные работы

№	Метод анализа	Кол-во проб	Стоимость, руб.	Итого
1	Атомно-абсорбционный анализ	44	1500	102000
Итого:				

Общий расчет сметной стоимости проекта оформляется по типовой форме. Базой для всех расчетов служат: основные расходы, которые связаны с выполнением работ по проекту и подразделяются на А (собственно геоэкологические работы) и Б (сопутствующие работы).

Расчет стоимости на проектно-сметные работы выполняется на основании данных организации, составляющей проектно-сметную документацию. Оклад берется условно.

Общий расчет сметной стоимости всех работ отображен в таблице 6.2.4

Таблица 6.2.4 –Общий расчет сметной стоимости работ

№	Статьи затрат	Ед. изм.	Кол-во	Полная сметная стоимость, руб.
Основные расходы (ОР)				
Группа А. Собственно геоэкологические работы				
1	Проектно-сметные работы	%	100	6090
2	Полевые работы (ПР)			
3	Организация полевых работ	% ПР	1,5	91,35

№	Статьи затрат	Ед. изм.	Продолжение таблицы 6.2.5	
				стоимость, руб.
4	Ликвидация полевых работ	% ПР	1,5	91,35
5	Камеральные работы	% ПР	100	6090
Группа Б. Сопутствующие работы				
1	Транспортировка персонала	% от ПР	1	0,91
Подрядные работы				
Лабораторные работы		руб.		
НДС		% от ОР	18	1096,2
Итого с учетом НДС:				13459,81

Заключение

По результатам выполненных исследований почв и листьев тополя на территории г. Степногорска сделаны следующие выводы:

1. В почвах жилой территории установлено среднее содержание ртути, равное 0,03 мг/кг, в почвах промышленной территории – 0,42 мг/кг (с учетом сернокислотного завода), 0,05 мг/кг (без учета сернокислотного завода). На территории влияния сернокислотного завода среднее содержание составляет 2,48 мг/кг, на территории влияния ТЭЦ – 0,16 мг/кг. Содержание ртути на почвах жилой территории превышает фоновое, равное 0,017 мг/кг, в 2 раза, в почвах промышленной территории в 3 раза. Выявлено превышение ПДК по содержанию ртути в почвах на территории сернокислотного завода.

2. В сухом веществе листьев тополя, отобранных на жилой территории, определено среднее содержание ртути, которое составляет 0,013 мг/кг, в пробах, отобранных на промышленной территории среднее содержание ртути – 0,011 мг/кг, полученные результаты превышают фоновое значение в 2 раза. Содержание ртути в сухом веществе листьев тополя, отобранных в зоне влияния сернокислотного завода, составляет 0,017 мг/кг, и превышает фоновое в 3 раза.

3. По результатам анализа фтора в водной вытяжке почв установлено среднее содержание в пробах, отобранных на жилой территории – 1,29 мг/кг, на промышленной территории – 6,59 мг/кг (фоновое значение превышено в 6 раз). В зоне влияния сернокислотного завода среднее содержание водорастворимого фтора в почвах составляет 22,6 мг/кг (превышение ПДК в 2 раза, фонового значения в 20 раз), на территории ТЭЦ – 15,9 мг/кг (превышение ПДК в 1,5 раза, фонового значения в 14 раз).

4. Таким образом, полученные результаты позволяют сделать вывод, что основными источниками поступления ртути и фтора в окружающую среду на территории г. Степногорска являются сернокислотный завод и ТЭЦ.

Список использованных источников

- 1 Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв: монография/ Е.Г. Язиков, А.В. Таловская, Л.В. Жорняк. – Томск: Изд-во Томского политехнического ун-та, 2010. – 264 с.
- 2 Строганова М.Н. Агаркова М.Г. Городские почвы: опыт изучения и систематики (на примере почв Юго-западной части г. Москвы) // Почвоведение. – 1992. – № 7. – С. 16-24.
- 3 Почва, город, экология/Под ред. Г.В. Добровольского. – М.: Фонд «За экологическую грамотность», 1997. – 320 с.
- 4 Ляпина Е.Е. Экогеохимия ртути в природных средах Томского региона: автореф. дис... канд. г-м.н. – Томск., 2012. – 21с.
- 5 Летувнинкас А.И. Антропогенные геохимические аномалии и природная среда: Учебное пособие. – Томск: Изд-во НТЛ, 2002 – 290 с.: 92 ил., 103 табл.
- 6 Официальный сайт акимата г. Степногорск. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.step.akmol.kz/> (дата обращения 10.03.2016)
- 7 Хусаинов А.Т. ., Софронова Л.И. Влияние отходов ураноперерабатывающего предприятия Степногорский гидрометаллургический завод на загрязнение поверхностных и подземных вод//Вестник ТГУ, т.19 – 2014 – №5 – С. 1470-1473.
- 8 Хусаинов А.Т. Софронова Л.И. Проблемы обеспечения радиационной безопасности в уранодобывающих регионах Северного Казахстана// Вестник Тюменского государственного университета. – 2011 – №4 – С. 91-94.
- 9 Софронова Л. И. Влияние отходов ураноперерабатывающих предприятий Северного Казахстана на состояние компонентов экосистем: автореф. дис... канд. биолог. наук. – Кокшетау, 2012. – 19 с.
- 10 Эколого-геохимический атлас городов и промышленных центров Казахстана. – Алматы, 2001. – 800 с.
- 11 Кочарян А.Г., Лебедева И.П. Характерные особенности ртутного загрязнения в урбанизированных территориях//Вестник ПНИПУ. – 2012. – №1. – С.58-68

- 12 Ефимова И.В., Коваль П.В., Рукавишников В.С., Безгодов И.В. Проблемы, связанные с загрязнением ртутью объектов окружающей среды//Бюллетень ВСНЦ СО РАМН. – 2005 – №1 (39). – С. 127-133.
- 13 Павлова Н.Н., Мельникова Т.В., Кулиш Ю.В. Пространственно-временные изменения биологической активности городских почв в условиях низкого загрязнения тяжелыми металлами и радионуклидами (на примере г. Обнинска)// Экология и промышленность России. – 2011. – №1. – С. 48-50.
- 14 Mireles F., Davila J.I., Pinedo J.L., Reyes E., Speakman R.J., Glascock M.D. Assessing urban soil pollution in the cities of Zacatecas and Guadalupe, Mexico by instrumental neutron activation analysis//Microchemical journal, t. 103 – 2012 – P.158-164.
- 15 Дубровская С.А. Эколого-геохимическая характеристика загрязнения городских почв тяжёлыми металлами и нефтепродуктами//Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2013. – № 1(39). – С. 167-169.
- 16 Ларионов М.В. Особенности накопления техногенных тяжелых металлов в почвах городов Среднего и Нижнего Поволжья// Вестник Томского государственного университета. – 2013. – №368. – С. 189-194.
- 17 Климентьев А.И., Поляков Д.Г. Оценка эколого-геохимического состояния поверхностного слоя почв селитебных территорий Оренбургской области//Бюллетень Оренбургского Научного центра УРО РАН. – 2013. – №2. – С. 1-4.
- 18 Попова Л.Ф. Оценка загрязнения тяжелыми металлами типичных почв Архангельска //Фундаментальные исследования. - 2014. – №8-4. – С.849-853.
- 19 Синцов А.В., Бармин А. Н., Валов М. В. Динамика тяжелых металлов в почвах урбоэкосистем//Геология, география и глобальная энергия. – 2014. – №4 (5). – С.148-156.
- 20 Курамшин Э.М., Курамшина Н.Г., Нуртдинова Э.Э., Имашев У.Б. Геохимическая оценка загрязнения тяжелыми металлами городских почв Башкортостана//Башкирский химический журнал, т. 2. – 2015. – №2. – С.74-79.

- 21 Мельников С.П., Марцун Е.В. Соединения тяжёлых металлов в урбанозёмах пушкинского района Санкт-Петербурга//Известия Санкт-Петербургского аграрного университета. – 2015. – №39. – С. 119-124.
- 22 Малов А.М., Александрова М.Л. Ртутное загрязнение грунта города Санкт-Петербурга, 2009. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.medline.ru/public/pdf/10_013.pdf (дата обращения 18.03.2016).
- 23 Низовцев А.Н, Василевич Р.С. Ртуть в почвах европейского северо-востока//Вестник Института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. – 2005. – №11(97). – С. 17-19.
- 24 Мешкина С.С., Пузанов А.В., Мешков Н.А. Ртуть в черноземных и каштановых почвах долины средней Катуни//Мир науки, культуры, образования. – 2007. – №3. – С.19-22.
- 25 Бутаков Е.В., Зарипов Р.Х. Ртуть в почвах устьевой части Ангара-Бельского междуречья//Сибирский экологический журнал. – 2012. – №6. – С.793-802.
- 26 Špela Bavec, Mateja Gosar, Harald Biester, Helena Grčman. Geochemical investigation of mercury and other elements in urban soil of Idrija (Slovenia) //Journal of Geochemical Exploration. – 2014. – p. 213-223.
- 27 Шигабаева Г.Н. Тяжелые металлы в почвах некоторых районов г. Тюмени//Вестник тюменского государственного университета, т.1. – 2015. – №2(2). – С.92-102.
- 28 Катола В.М., Радомская В.И., Радомский С.М. Токсичные металлы в окружающей среде города Благовещенска и Благовещенского района Амурской области //Бюллетень. – 2009. – №31. – С.7-11.
- 29 Подурец О.И. Содержание тяжелых металлов в почвенном покрове г. Новокузнецка//Теоретические и прикладные аспекты современной науки. – 2014. – №5-1. – С. 136-140.
- 30 Ляпина Е.Е., Головацкая Е.А., Ипполитов И.И. Исследование содержания ртути в природных объектах Западной Сибири// Сибирский экологический журнал. – 2009. – №. – С. 3-8.

- 31 Лобачев А. Л., Якунина Е. А., Редькин А. А., Лобачева И. В., Ревинская Е. В. Определение содержания мышьяка, ртути, меди, никеля и цинка в почве и ветвыбросах методом ААС// Известия Саратовского университета. Новая серия. Серия:Химия. Биология.Экология. – 2015. – №3. – С.40-43.
- 32 Михайленко А.В. Оценка содержания ртути в почвах и донных отложениях дельты реки Дон//Инженерный вестник Дона. – 2015. – №3. – С.170.
- 33 Чумакова Н.Л., Зарубина О.В.Халбаев В.Л. Определение фтора в почвах г. Иркутска методом атомно-эмиссионного анализа//Вестник Иркутского государственного технического университета. – 2013. – №1 (72). – С. 53-59.
- 34 Танделов Ю.П. Фтор в системе почва-растение.2-е изд., перераб. и доп. /под ред. академ. РАСХН В.Г. Минеева. – Красноярск, 2012. – 146 с.
- 35 Савченков М.Ф., Николаева Л.А. Загрязнение почвенного покрова фтористыми соединениями//Сибирский медицинский журнал. – №1. – 2011. – С.10-13.
- 36 Косицына А.А.Влияние водорастворимого фтора на загрязнения почв и растений: автореф.дис. ...канд. г-м.н. – Красноярск,2009. – 19 с.
- 37 Полонский В.И. ,Полонский В.И., Полонская Д.Е.Фторидное загрязнение почвы и фиторемедиация//Сельскохозяйственная биология. – 2013. – №1. – с.3-14.
- 38 Танделов Ю.П. Природное содержание водорастворимого фтора в почвах Красноярского края и техногенное загрязнение окружающей среды//Вестник Красноярского государственного аграрного университета. – 2007. – №1. – С. 97-110.
- 39 Демиденко Г.А., Жбанчиков Д.О. //Влияние водорастворимого фтора на загрязнение почв в зоне промышленных выбросов алюминиевого завода// Вестник Красноярского государственного аграрного университета.- 2014. – №5. – 116-119.
- 40 Знаменская Т.И. Миграция и дифференциация поллютантов в степных ландшафтах юга Минусинской котловины: .дис....канд. г.н. – Иркутск, 2015. – 171 с.
- 41 Тригуб В.И. Эколого-геохимические и географогенетические особенности распространения фтора в почвах северо-западного Причерноморья

- Украины//Научные ведомости белгородского государственного университета. Серия: естественные науки. – 2013. – С.143-149.
- 42 Петренко Д.Б. , Нестеров И.С., Якунина Ю.Н., Новикова Н.Г., Корсакова Н.В., Васильев Н.В Фтор в почвах придорожных территорий Московской области//Вестник МГОУ.Серия «Естественные науки». – №4. – 2013. – С.75-79.
- 43 Шаймарданова Б.Х., Асылбекова Г.Е., Барановская Н.В., Бигалиев А.Б., Когород Н.П. Биоиндикация урбоэкосистемы г. Павлодара по содержанию химических элементов в золе листвы тополя черного *populus nigra*//Вестник Томского государственного университета. – 2010. – №338. – С. 212-216
- 44 Неверова О.А. Применение фитоиндикации в оценке загрязнения окружающей среды //Биосфера, т.1. – 2009. –№1. – С. 82-92.
- 45 Меженский В.Н. Растения-индикаторы – М.: ООО «Из-дательство АСТ»; Донецк: «Сталкер», 2004. – 76с.
- 46 Беус А.А., Грабовская Л.И., Тихонова Н.В. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1976. – С. 176-193.
- 47 Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М.: Наука, 1974. – 299 с.
- 48 Ковальский В.В. Проблемы биогеохимии микроэлементов в геохимической экологии. - М., 2009 – 250с.
- 49 Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем: автореф. дис. ... д-ра.биол. наук: - Томск, 2011. - 46с.
- 50 Частников И.Я., Гайтимов А.Ш. Поляков. А.И. Изучение накопления и распределения радиоактивных источников и радиационных нарушений в природных объектах и определение года радиационного заражения. Радиозэкологическая обстановка на территории Республики Казахстан. – Алматы, 1997. – С. 61 – 91.
- 51 Берзина И.Г. Выявление радиоактивного загрязнения окружающей среды методом радиографии // Геохимия. – М., 1993. – №3. – С. 449 – 456.
- 52 Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиозэкологии. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 384с.

- 53 Стеблевская Н.И., Медков М.А., Молчанов В.П., Полякова Н.В., Моисеенко Л.И., Зориков П.С., Батырбаева Н.В. Изучение биогеохимического накопления микроэлементов в почвах и растениях//Вестник ДВО РАН. – 2006. – №2. – С.57-63.
- 54 Зволинский В.П. Адрианов В.А., Ермакова Л.И., Булаткина Е.Г. Процесс загрязнения общей ртутью кроны деревьев и оценка ее сезонного накопления на условно-чистой и урбанизированной территориях//Естественные науки. – 2015. – №2(51). – С. 15-20.
- 55 Булаткина Г.Б., Андрианов, В.А., Бармин А.Н., Локтионова. Листовая диагностика процессов загрязнения общей ртутью и оценка ее сезонного накопления на техногенной и урбанизированной территориях. Естественные науки. – 2015. – №2. – С.15-20.
- 56 Чуйков Ю.С., Шадманова Т.Х. К оценке состояния урбанизированных и естественных территорий Астраханской области с помощью методов биоиндикации//Естественные науки. – 2011. – №4. – 60-68.
- 57 Есенжолова А.Ж., Панин М.С. Биоиндикационный потенциал листьев древесных и кустарниковых растений г. Темиртау//Вестник томского государственного университета. Биология. 2012. № 3 (19). с. 160–168.
- 58 Есенжолова А.Ж., Панин М.С. Биоиндикационная способность листьев древесных кустарниковых насаждений для оценки загрязнения среды тяжелыми металлами в зоне действия металлургического комплекса//Экология и промышленность России. 2013, №7. С. 49-53.
- 59 Ялалтдинова А.Р. «Элементный состав растительности как индикатор техногенного воздействия на территории г. Усть-Каменогорска»: автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук: - Томск, 2015. - 21с.
- 60 Акмолинская область. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.primeminister.kz/page/article-83> (дата обращения: 20.03.2016)
- 61 ГОСТ 17.4.2.–01–81. Охрана природы. Почвы. Номенклатура показателей санитарного состояния.
- 62 ГОСТ 17.4.3.01–83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к охране проб.

- 63 ГОСТ 17.4.1.02–83. Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения.
- 64 ГОСТ 17.4.4.02–84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического и гельминтологического анализа.
- 65 ГОСТ 28168–89. Почвы. Отбор проб.
- 66 Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 112 с.
- 67 Ермохин А.И., Рихванов Л.П., Язиков. Е.Г. Руководство по оценке загрязнения объектов окружающей природной среды химическими веществами и методы их контроля: Учебное пособие.– Томск: Изд-во ТПУ, 1995. – 96 с.
- 68 Другов Ю.С., Родин А.А., Кашмет В.В. Пробоподготовка в экологическом анализе. – Издание второе дополнительное и исправленное. М.: Изд-во Лаб-Пресс, 2005, - 756 с.
- 69 Дорожукова С.Л., Янин Е.П., Волох А.А. Ртуть в почвах и озерных отложениях северных районов Тюменской области //Эколого-геохимические проблемы ртути (сборник научных статей). М.: ИМГРЭ, 2000, с. 83-90.
- 70 Гладышев В.П. Хемодинамика и мониторинг ртути в окружающей среде // Материалы Симпозиума «Контроль и реабилитация окружающей среды» / под общ. ред. М.В. Кабанова, Н.П. Солдаткина. Томск: Изд-во «Спектр» Института оптики атмосферы СО РАН, 2000, с. 34-38.
- 71 Мотузова Г.В. Соединения микроэлементов в почвах: Системная организация, экологическое значение, мониторинг. Изд. 2-е. - М.: Книжный дом «ЛИБРОКОМ», 2009, с. 168.
- 72 Коробкин В.И., Передельский Л.В. Экология. Учебник для вузов. Изд. 9-е доп. и перераб. – Ростов Н./Д.: Феникс, 2005, с. 576.
- 73 Ляпина Е.Е. Распределение ртути в почвогрунтах г. Томска// Фундаментальные проблемы новых технологий в 3-м тысячелетии: Материалы 3-й Всероссийской конференции молодых ученых. Томск: Изд-во Института оптики атмосферы СО РАН. – 2006. – С. 500-503.

- 74 Малюга Д.П., Никитина Р.Г. К биогеохимии ртути в почвах и растениях // Биогеохимия растений. Труды бурятского института естественных наук, вып. 2. – 1969. – С. 190-194.
- 75 Илющенко М.А., Усков Г.А. Ртуть в углях Казахстана//Материалы международного семинара. «Загрязнение ртутью окружающей среды: эмиссия в атмосферу, восстановление территорий, влияние на здоровье». Программа. Тезисы докладов/ под ред. Илющенко М.А. Яковлевой Л.В. Астана: Изд-во: КЦИК АИЭС , 2007, с. 35-36.
- 76 Fluorine concentration in snow cover within the impact area of aluminium production plant (Krasnoyarsk city) and coal and gas-fired power plant (Tomsk city), 2015. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://dx.doi.org/10.1117/12.2205958> (дата обращения 12.04.2016).
- 77 Производство серной кислоты. Источники сырья. [Электронный ресурс]. Режим доступа: [http://studopedia.org/8-97721.html.\(20.04.2016\)](http://studopedia.org/8-97721.html.(20.04.2016)).
- 78 ICCSR 26000:2011 «Социальная ответственность организации.
- 79 ГОСТ 12.0.003–99.ССБТ. Опасные и вредные производственные факторы. Классификация.
- 80 ГОСТ 12.1.005–88 (с изм. №1 от 2000 г.). ССБТ. Общие санитарно-гигиенические требования к воздуху рабочей зоны (01. 01.89).
- 81 СанПиН 2.2.4.548-96. Гигиенические требования к микроклимату производственных помещений.
- 82 СанПиН 2.2.4.1294-03. Гигиенические требования к аэроионному составу воздуха производственных и общественных помещений. – М.: Госкомсанэпиднадзор России, 2003.
- 83 ГОСТ 12.1.019-79 ССБТ. Электробезопасность. Общие требования и номенклатура видов защиты
- 84 ГОСТ 12.1.038-82 ССБТ. Электробезопасность. Предельно допустимые уровни напряжений прикосновения и токов.
- 85 ГОСТ 12.1.004-91. Система стандартов безопасности труда. Пожарная безопасность. Общие требования.

- 86 СНиП 21-01-97. Пожарная безопасность зданий и сооружений. М.: Гострой России, 1997. – с. 12.
- 87 ГОСТ 12.1.005–88 (с изм. №1 от 2000 г.). ССБТ. Общие санитарно-гигиенические требования к воздуху рабочей зоны (01. 01.89).
- 88 ГОСТ 12.1.003-83. Система стандартов безопасности труда. Шум. Общие требования безопасности.
- 89 Ю.А. Боголюбский Рекомендации для туристских и экспедиционных групп (издание третье). Москва 2009 г. 200 с.
- 90 Р 2.2.2006-05. Руководство по гигиенической оценке факторов рабочей среды и трудового процесса. Критерии и классификация условий труда.
- 91 СНиП 2.04.05-91 *. Отопление, вентиляция и кондиционирование
- 92 СанПиН 2.2.1/2.1.1.1.1278-03. Гигиенические требования к естественному, искусственному и совмещенному освещению жилых и общественных зданий.
- 93 Р 2.2.2006-05 Гигиена труда. Руководство по гигиенической оценке факторов рабочей среды и трудового процесса. Критерии и классификация условий труда
- 94 ГОСТ 12.1.004–91 ССБТ. Пожарная безопасность. Общие требования.
- 95 СанПиН 2.2.4.548-96 «Гигиенические требования к микроклимату производственных помещений»
- 96 СанПиН 2.2.2/2.4.1340-03 «Гигиенические требования к персональным электронно-вычислительным машинам и организации работы»
- 97 Памятка по правилам поведения при засухе (сильной жаре). Режим доступа: http://zn44.ru/articles/Pamyatka_zasuha.html (дата обращения: 30.04.16)
- 98 Российская Федерация. Конституция (1993). Конституция Российской Федерации [Текст]: принята всенар. голосованием 12.12.1993 г. / Российская Федерация. Конституция (1993). — М. : АСТ : Астрель, 2007. — 63 с.
- 99 ССН-93 «Геолого-экологические работы», выпуск 2. – М.: Роскомнедра, 1994 – 305 с.
- 100 Helmut Meuser. Contaminated urban soils. – Springer, 2010. – 320 p.

- 101 I.N. Malikova , M.T. Ustinov, G.N. Anoshin, Zh.O. Badmaeva, Yu.I. Malikov. Mercury in soils and plants in the area of Lake Bol'shoe Yarovoe (Altai Territory)// Russian geology and geophysics. – 2008.– № 1. – P. 46 - 51.
- 102 Fyodor S. Kot and Lira A. Matyushkina. Distribution of mercury in chemical fractions of contaminated urban soils of Middle Amur, Russia// Journal of Environmental Monitoring. – 2002. – №5. – P.803-808
- 103 Ariadne Argyraki, Efstratios Kelepertzis. Urban soil geochemistry in Athens, Greece: The importance of local geology in controlling the distribution of potentially harmful trace elements// Science of The Total Environment. – 2014. – P.366-377.
- 104 Mercury emissions from coal-fired power plants. The Case for Regulatory Action. –Nescauim, 2003 – 49 p.
- 105 Liugen Zheng , Guijian Liu, Chen-Lin Chou. Abundance and modes of occurrence of mercury in some low-sulfur coals from China//International Journal of Coal Geology. – 2008. – №73. –P. 19–26.
- 106 Shunlin Tang, Xinbin Feng, Jianrong Qiu, Guoxun Yin, Zaichan Yang. Mercury speciation and emissions from coal combustion in Guiyang, southwest China// Environmental Research. – 2007. – №105. – P.175-182.
- 107 Liang Zhang, Yuqun Zhuo, Lei Chen, Xuchang Xu, Changhe Chen. Mercury emissions from six coal-fired power plants in China//Fuel Processing Technology. – 2008. – №11. – P.1033-1040.
- 108 M. Antonia Lopez-Anton, Yang Yuan, Ron Perry, M. Mercedes Maroto-Valer. Analysis of mercury species present during coal combustion by thermal desorption// Fuel. – 2010. – №3. – P. 629-634.
- 109 James M. Dabrowski, Peter J. Ashton, Kevin Murray, Joy J. Leaner, Robert P. Mason. Anthropogenic mercury emissions in South Africa: Coal combustion in power plants//Atmospheric Environment. – 2008. – №27. – P.6620-6626
- 110 Peter F. Nelson. Atmospheric emissions of mercury from Australian point sources// Atmospheric Environment. – 2007. –№8. – P.1717-1724.

- 111 Upma Dutt, Peter F. Nelson, Anthony L. Morrison, Vladimir Strezov. Mercury wet deposition and coal-fired power station contributions: An Australian study// Fuel Processing Technology. – 2009. – №11. – P.1354-1359.
- 112 K.S. Park , Y.-C. Seo, S.J. Lee, J.H. Lee. Emission and speciation of mercury from various combustion sources// Powder Technology. – 2008. – №1-2. – 151-156.
- 113 Shigeo Ito, Takahisa Yokoyama, Kazuo Asakura. Emissions of mercury and other trace elements from coal-fired power plants in Japan//Science of The Total Environment. – 2006. – №1. – P. 397-402.
- 114 Guangqian Luo, Jingjing Ma, Jun Han, Hong Yao, Minghou Xu, Cheng Zhang, Gang Chen, Rajenda Gupta, Zhenghe Xu. Hg occurrence in coal and its removal before coal utilization//Fuel. – 2010. –P.70-76
- 115 James C. Hower, Constance L. Senior, Eric M. Suuberg, Robert H. Hurt, Jennifer L. Wilcox, Edwin S. Olson. Mercury capture by native fly ash carbons in coal-fired power plants// Progress in Energy and Combustion Science. – 2010. –№4. –P.510-529.
- 116 John H. Pavlish, Lucinda L. Hamre, Ye Zhuang. Mercury control technologies for coal combustion and gasification systems// Fuel. – 2010. – №4. –P.838-847.
- 117 Anna Glodek, Jozef M. Pacyna. Mercury emission from coal-fired power plants in Poland//Atmospheric Environment. – 2009. – №35. – P.5668-5673.
- 118 Deepak Pudasainee, Jeong-Hun Kim, Yong-Chil Seo. Mercury emission trend influenced by stringent air pollutants regulation for coal-fired power plants in Korea//Atmospheric Environment. – 2009. – №39. – P.6254-6259.
- 119 P. Li, X.B. Feng, G.L. Qiu, L.H. Shang, Z.G. Li. Mercury pollution in Asia: A review of the contaminated sites// Journal of Hazardous Materials. – 2009. –№2-3. – P.591-601.
- 120 Mercedes Díaz-Somoano, Sven Unterberger, Klaus R.G. Hein. Mercury emission control in coal-fired plants: The role of wet scrubbers// Fuel Processing Technology. – 2007. –№3. – P. 259-263.
- 121 Fabrizio Scala, Herek L. Clack. Mercury emissions from coal combustion: Modeling and comparison of Hg capture in a fabric filter versus an electrostatic precipitator// Journal of Hazardous Materials. – 2008. – №152. – P.616-623.

- 122 Bingtao Zhao, Zhongxiao Zhang, Jing Jin, Wei-Ping Pan. Modeling mercury speciation in combustion flue gases using support vector machine: Prediction and evaluation// Journal of Hazardous Materials. – 2010. – №1-3. – P.244-250.
- 123 Yewen Tan, Dennis Lu, Edward J. Anthony, Robert Dureau, Renata Mortazavi, Mark A. Douglas. Mercury removal from coal combustion by Fenton reactions. Paper B: Pilot-scale tests// Fuel. – 2007. – №17-18. – P.2789-2797.

Приложение А

Раздел 1

The mercury contamination of soil from coal-fired power plants

Студент:

Группа	ФИО	Подпись	Дата
2ГМ41	Гусева Анастасия Алекснадровна		

Консультант кафедры ГЭГХ:

Должность	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
Доцент	Межибор А.М.	к. Г-М.Н., доцент		

Консультант – лингвист кафедры ИЯПР:

Должность	ФИО	Ученая степень, звание	Подпись	Дата
Доцент	Матвеевко И.А.	д.ф.н. доцент		

The mercury contamination of soil from coal-fired power plants

Urban soils are soils in urban and suburban areas consisting of anthropogenic deposits with natural (mineral, organic) and technogenic materials, formed and modified by cutting, filling, mixing, intrusion of liquids and gases, sealing and contamination (Burghardt 1994; Stroganova et al. 1998). According to the definition urban soils are related to specific areas, namely urban and suburban areas. In this sense, industrial, traffic and mining areas may also belong to the areas of concern. Currently, the abbreviation SUITMA for Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas is frequently used [100].

Mercury takes a special place among environment-polluting substances, being a rank I hazard element. Maistrenko et al. (1996) refer mercury and its compounds to the so-called superecotoxicants, which require ecologo-analytical monitoring as part of the general monitoring of the environment state. Of all toxic metals, mercury exerts the most serious negative effect on man's health and the state of environment components, disturbing global and regional biogeochemical cycles. That is why in recent years much attention has been devoted to the world's mercury problem [100].

The mercury distribution in soils and plants was examined on the catchment area of Lake Bol'shoe Yarovoe with the Altaikhimprom chemical industrial complex situated on its shore. Data on mercury contents show a considerable mercury flow into the environment, though the industrial complex and its waste do not pose serious threat. The revealed pollution in the immediate vicinity of the industrial complex, including that due to atmospheric transport, as well as the elevated content of mercury in hydrochloric and alkaline extracts suggest its intense migration from the waste. Therefore, it is necessary to make up an inventory of the industrial-complex waste and perform a detailed study of the lake ecosystem as a model unit [101].

The distribution of mercury (Hg) in fractions of urban soils from industrial cities in the Russian Far East which are subject to varying degrees of Hg contamination was examined. The speciation scheme applied was based on routine chemical extraction methods used in soil investigations. Such an approach enables the Hg data to be

brought into correlation with soil basic fractions and the fate of Hg bound to different soil components to be followed. Humic acids and a non-hydrolysable residue (humin), i.e. the soil fractions most refractory to microbiotic and chemical attack, were found to be principal Hg repositories in the soils studied. This pattern was equally observed for slightly, moderately and heavily contaminated soils. Hymatomelanic acids do not appear to be an efficient Hg concentrator. In heavily contaminated soils, Hg concentrations were evident in mobile fractions of fulvic acids as well as in those fractions extracted by H₂O and 0.05 M Na₂-EDTA pH 3. A portion of Hg extracted by 1 M HCl increased in lower horizons, reflecting relatively weakly bound Hg [101].

With reference to the international classification system World Reference Base for Soil Resources anthropogenically influenced soils can be divided into Anthrosols and Technosols. Anthrosols are anthropogenically altered soils through addition of organic material, household waste, irrigation and cultivation. The anthropogenic influence is mostly restricted to the upper part of the soil (topsoil). Technosols are all kinds of man-made soils featuring deposited soils containing natural and technogenic artefacts, sealed soils and constructed soils with completely artificial layers. They exist in urban, industrial, traffic, mining and military areas in all parts of the world (WRB 2006). A subdivision of Technosol has not taken place up to now [102].

Most published urban soil investigations involve the characterization of potentially harmful elements (PHEs), e.g. heavy metals and metalloids, because of their non-biodegradable nature and their tendency to accumulate in the human body (Ajmone-Marsan and Biasioli, 2010). The sources of PHEs in the urban environment can be either natural, i.e. inherited materials from the underlying parent materials (e.g., rocks, alluvium, etc.), or anthropogenic (Wong et al., 2006; Wei and Yang, 2010; Luo et al., 2012). Anthropogenic metal signatures in soil can persist for many decades after termination of point and nonpoint source emissions due to the long residence times of metals in soil (Yesilonis et al., 2008). Both multivariate statistics and geostatistics are invaluable tools for identifying sources of PHEs on the urban scale and evaluating the significance of geochemical anomalies in relation to lithological characteristics and human activities (Zhang, 2006; Cicchella et al., 2008; Davis et al., 2009)[103].

Mercury is a potent neurotoxin, particularly damaging to the development of the fetus, infant and young child. Coal-burning power plants are the largest source of mercury emissions related to human activity in the U.S. In December 2003, the Environmental Protection Agency (EPA) issued a proposed regulation to control mercury emissions from these sources. The ability to adequately protect the public from the adverse health effects associated with exposure to mercury is closely tied to the effectiveness and the stringency of this rule. Mercury in the atmosphere comes from both human (or anthropogenic) and natural (e.g., volcanic activity) sources, with anthropogenic emissions far exceeding those from natural sources. In the U.S., coal-fired power plants are the largest unregulated source of mercury emissions and are responsible for approximately 40 percent of the country's industrial emissions. In part because other large domestic sources of mercury emissions such as municipal waste combustors are already subject to federal and more stringent state regulations, the proportion of U.S. mercury emissions attributable to coal-burning power plants is increasing. Moreover, mercury emissions from coal-fired power plants are expected to increase based on projections of energy production and coal use, absent any state and federal actions to require mercury emission reductions [104].

Control technologies specific for reducing mercury emissions are also well on their way to commercial availability. For example, activated carbon injection technology is being successfully demonstrated in both pilot and full-scale applications. The results indicate that mercury control efficiency of over 90 percent is feasible for power plants, with costs that are comparable to the costs of NO_x removal required under the federal program to achieve national ambient air quality standards for ozone [105]

Mercury (Hg) is one of the hazardous trace elements in coal. Mercury in coal is almost totally emitted into the atmosphere during coal combustion. Especially for utilities burning low-sulfur coals that do not require scrubbers, Hg reduction will be neglected. Hg abundances of 52 low-sulfur coal samples from different coalfields in six provinces of China were determined by a flow injection mercury system (FIMS). The results show that Hg abundances in selected low-sulfur coals range from 0.03 ppm

to 0.79 ppm, with an arithmetic mean of 0.24 ppm, which is higher than that of average Chinese coals (0.19 ppm). Correlation analysis and sequential extraction procedures are performed to study possible modes of occurrence of Hg in low-sulfur coals. Modes of occurrence of Hg are variable in low-sulfur coals, and the sulfide-bound and organic-bound Hg may be the dominant forms. In addition, the silicate-bound Hg may be the main form in some of these coals because of magmatic intrusion [106].

Although China has been regarded as one of the largest anthropogenic mercury emission source with coal combustion, so far the actual measurements of Hg species and Hg emissions from the combustion and the capture of Hg in Chinese emission control devices were very limited. Aiming at Hg mercury species measurements in Guiyang, the capital city of Guizhou province in Southwest China, flue gases of medium-to-small-sized industrial steam coal-firing boiler (10–30 t/h) with no control devices, medium-to-small-sized industrial steam coal-firing boiler with WFGD and large-scale coal combustion with ESPs are studied using Ontario Hydro method. Mercury emission factors of the three representative coal combustion and estimated mercury emissions in Guiyang in 2003, as well as the whole province are obtained from 1986 to 2002. Coal combustion in Guiyang emitted 1898 kg mercury to the atmosphere, of which 36% Hg is released from power plants, 41% from industrial coal combustion, and 23% from domestic users, and 267 kg is Hg^{p} , 813 kg is Hg^{2+} and 817 kg is Hg^0 . Mercury emission in Guizhou province increased sharply from 5.8 t in 1986 to 16.4 t in 2002. With the implementation of national economic strategy of China's Western Development, the annual mercury emission from coal combustion in the province is estimated to be about 32 t in 2015 [107].

Mercury emission field measurements based on the Ontario Hydro Method (OHM) were conducted for six coal-fired power plants in China. The mercury mass balances for the six power plants varied from 100.3% to 139.5% of the input coal mercury for the whole system. About 0.02%–1.2% of the mercury remained in the bottom ash. In the first five power plants equipped with pulverized coal boiler, most of the mercury was emitted from the stack to the atmosphere. The plants with

Electrostatic Precipitator (ESP) system emitted more Hg^0 than Hg^{2+} , while the plants with the Fabric Filter (FF) emitted less Hg^0 than Hg^{2+} . Virtually all of the Hg^{P} enter the ESP or the FF was removed. The FF systems had better Hg^0 and Hg^{2+} removal efficiencies than the ESP systems. The flue gas desulfurization (FGD) system removed up to 78.0% of Hg^{2+} and only 3.14% of Hg^0 in the flue gas, while 8.94% of the original mercury in the coal was removed by the FGD system. The average mercury removal efficiencies of the ESP systems was 11.5%, that of the FF systems was 52.3% and that of the combined ESP+FGD system was 13.7%, much lower than the average removal efficiencies of pollution control device systems in US plants which have been used in previous studies of Chinese mercury emission inventory. Hg^0 , rather than Hg^{2+} as assumed in previous estimates, has been found to be the dominant species emitted in the atmosphere. The average emission factor was found to be 4.70 g/TJ (10.92 lb/Tbtu), which is much higher than for US plants burning bituminous coals due to the high mercury content in the Chinese coal and the low mercury removal efficiency of air pollution control devices of power plants [108].

Mercury in coal and its emissions from coal-fired boilers is a topic of primary environmental concern in the United States and Europe. The predominant forms of mercury in coal-fired flue gas are elemental (Hg^0) and oxidized (Hg_2^{2+} , primarily as HgCl_2). Because Hg_2^{2+} is more condensable and far more water soluble than Hg^0 , the wide variability in mercury speciation in coal-fired flue gases undermines the total mercury removal efficiency of most mercury emission control technologies. It is important therefore to have an understanding of the behavior of mercury during coal combustion and the mechanisms of mercury oxidation along the flue gas path. In this study, a temperature programmed decomposition technique was applied in order to acquire an understanding of the mode of decomposition of mercury species during coal combustion. A series of mercury model compounds were used for qualitative calibration. The temperature appearance range of the main mercury species can be arranged in increasing order as $\text{HgCl}_2 < \text{HgS} < \text{HgO} < \text{HgSO}_4$. Different fly ashes with certified and reference values for mercury concentration were used to evaluate the method. This study has shown that the thermal decomposition test is a newly

developed efficient method for identifying and quantifying mercury species from coal combustion products [109].

South Africa is regarded as a country with the 2nd highest mercury (Hg) emissions in the world. This assumption is based on estimates of total Hg emissions derived primarily from gold mining and coal combustion. The potential sources of Hg to the South African environment were assessed by focusing particularly on coal combustion at the country's coal-fired power plants. Mercury emission estimates were based on the total amount of coal burned in all power plants per year (112.3 Mt y^{-1}), the Hg content of South African coals (0.2 ppm) and the emission control devices used in each power plant. Results indicate that Hg emissions arising from South Africa's coal-fired power plants (ranging between 2.6 and 17.6 tonnes y^{-1} , with an estimated average emission of 9.8 tonnes y^{-1}) are significantly lower than suggested in the literature (approximately 50 tonnes y^{-1}). The calculated emission factor (ranging between 0.02 and 0.16 g Hg tonne^{-1} coal burned) and per capita estimates ($0.24 \text{ g Hg person}^{-1} \text{ y}^{-1} \text{ R}^{-1}$, where R is the fraction of total electricity generated from coal) fall within the range of values reported for Hg inventories derived in other countries and indicate that Hg emission estimates for coal-fired power plants presented in this paper are more reliable than those published previously [110].

The UN Global Mercury Assessment (GMA) estimates that atmospheric emissions of mercury from Australian stationary combustion sources were 97.0 tonnes for the year of 1995. This is more than 90% of the estimated emissions from stationary combustion for the whole of North America, and seems abnormally high for a country with a population of around 20 million, in spite of the fact that most of Australia's stationary energy supply is provided by coal. It is also significantly larger than previous estimates of mercury emissions from Australian sources. New estimates of Australian mercury emissions from stationary energy sources, based on both a top down and bottom up approach, are presented. These estimates can be reconciled for black coal fired power stations, but suggest that the bottom up approach (the Australian National Pollutant Inventory) significantly under-estimates emissions from brown coal fired plant, if mercury capture efficiencies in these plants are low, as

observed for lignite-fired plant. The major uncertainties in these estimates are the coal mercury content in coals burnt in Australian power stations, and the mercury capture efficiency in particulate control devices used at these stations. Based on these estimates, Australian emissions of mercury from stationary energy are currently 2–8 tonnes/year, significantly lower than the GMA estimate [111]

Regions that have large coal-fired power station regions may be prone to elevated mercury (Hg) deposition fluxes. Total mercury (THg) in daily rainfall samples at a near-field sampling site (Hunter Valley) and a farfield station (Sydney) has been monitored in this study employing ultra-clean sampling techniques and Cold Vapour Atomic Fluorescence Spectrometry (CVAFS) analysis. Measurements of THg range from 0.9 to 16.5 and from 1.2 to 18.9 ng/L for the far-field and near-field sites respectively. Average daily THg wet deposition fluxes were 49.9 and 79.8 ng/m² for the far and near-field sites respectively. A two-sample t-test reveals the near-field site to have higher rainfall mercury (significant at the 95% level) and deposition fluxes. At the far-field site, lower Hg deposition occurs during the cooler months, while the Hunter Valley site has higher winter deposition. It is believed that the higher winter values near-field may be due to the combined impact of prevailing wind direction and high pollutant build up brought on by lower mixing height. Based on this study, the first in the Southern Hemisphere, we conclude that rainfall THg concentrations and Hg wet deposition fluxes at the two sites are comparable to rural sites in North America [112].

Characterization of mercury emission and behavior from various stationary combustion processes were carried out for the major sources including coal-fired power plants and incinerators. Emission sampling and analysis of mercury at inlet and outlet of air pollution control devices (APCDs) for various sources have been made as the first attempt in Korea and now several institutions in governmental sectors are preparing the inventory on mercury. Speciation whether mercury forms are elemental or oxidized, was also studied by employing two different types of sampling method: Ontario Hydro (OH) method and US EPA 101A. Mercury emission and speciation depended on the Hg concentration in the fuels, type of APCDs, and flue gas

temperature and composition. Measurement results showed that elemental mercury (Hg_0) was dominant at stack of coal power plants, while oxidized mercury was dominant at stack of incinerators, which could be due to the formation of mercury compounds in furnaces and APCDs configuration differences between them. The data for other sources were also obtained to understand the mercury emission. More intensive investigations were performed for a power plant and a municipal waste incinerator for observing the distribution of mercury at all the effluents. Mass balance of mercury in the process was figured out from the emission data and analysis results of mercury at all the in- and out-streams such as fuel (coals or wastes) fed, lime/lime stone, fly ash, bottom ash, gypsum and effluent water from wet flue-gas desulfurization (FGD). Approximate Hg mass balance could be obtained from sampled and analyzed data for those processes. However, a series of long-term and comprehensive studies are required to evaluate the reliable Hg distribution at coal-fired power plants and municipal waste incinerators. There were no significant differences between two sampling methods, but OH method seemed to have more advantage for Hg sampling from plants because mercury speciation was a very important factor for estimating the mercury emission and control efficiency from combustion flue gas [113].

To evaluate trace element emissions from modern coal-fired power plants into the atmospheric environment in Japan, trace elements in the coal used in electric utility boilers, stack concentrations, emission rates and emission ratios of coal-fired power plants, and proportions of trace elements in coal-fired power plants were studied. The elements were As, B, Be, Cd, Co, Cr, F, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se and V, which are designated in the Law of Pollutant Release and Transfer Register. The particulate trace elements were collected in an electrostatic precipitator and a wet desulfurization scrubber. Emissions into the atmosphere were lower than 1% of the quantity in coal, but the volatile trace elements showed somewhat higher emission ratios. For mercury, the mean concentration in coal was 0.045 ppm, the mean emission rate was 4.4 Ag/kW h, and the mean emission ratio was 27%, the highest ratio among all elements in this study. The total annual emission of mercury from coal-fired power plants of the

electric power industry in Japan was estimated to be 0.63 t/y. On the basis of these data, the atmospheric environment loads from a coal-fired power station were investigated. The calculation of stack gas dispersion showed that maximum annual mean ground level concentrations were in the order of 10^{-2} to 10^{-5} of the background concentrations, and that the adverse effect of the emissions from the coal-fired power station was small [114].

Mercury emission control technology in the combustion flue gas of coal-fired power plants has been under intensive development, but none has been implemented commercially because of the high cost. Treatment of coal before combustion provides an alternative option for Hg emission control. In this study, samples of one anthracite, one lignite and three bituminous coals were investigated to determine the feasibility of pre-combustion Hg emission control. Density separation, temperature-programmed pyrolysis, HNO_3 extraction and sequential selective extraction (SSE) were used to determine the occurrence and speciation of mercury in the different types of coal. The results showed that the characteristic temperature range for Hg release is $<150^\circ\text{C}$ for Hg^0 , $150\text{--}250^\circ\text{C}$ for HgCl_2 /organic-bound Hg, $250\text{--}400^\circ\text{C}$ for HgS /silicate-bound Hg, and $400\text{--}600^\circ\text{C}$ for pyrite-bound Hg. HNO_3 extraction and sink-float were found to be effective for the removal of pyrite-bound Hg and then the coal can be pyrolysed at 400°C to remove other forms of Hg [115].

The control of mercury in the air emissions from coal-fired power plants is an ongoing challenge. The native unburned carbons in fly ash can capture varying amounts of Hg depending upon the temperature and composition of the flue gas at the air pollution control device, with Hg capture increasing with a decrease in temperature; the amount of carbon in the fly ash, with Hg capture increasing with an increase in carbon; and the form of the carbon and the consequent surface area of the carbon, with Hg capture increasing with an increase in surface area. The latter is influenced by the rank of the feed coal, with carbons derived from the combustion of low-rank coals having a greater surface area than carbons from bituminous- and anthracite-rank coals. The chemistry of the feed coal and the resulting composition of the flue gas enhances Hg capture by fly ash carbons. This is particularly evident in the correlation of feed

coal Cl content to Hg oxidation to HgCl_2 , enhancing Hg capture. Acid gases, including HCl and H_2SO_4 (at small concentrations) and the combination of HCl and NO_2 , in the flue gas can enhance the oxidation of Hg. So, the transport of Hg through the boiler and pollution-control systems, the mechanisms of Hg oxidation, and the parameters controlling Hg capture by coal-derived fly ash carbons are discussed [116].

The current state of knowledge regarding sources of mercury emission is reviewed in Poland. Due to the large quantities of coal burned at present, as well as taking into account existing reserves, coal remains the main energy source of energy in Poland. The data on coal consumption in Poland in the past, at present and in the future are discussed in the paper. Information on the content of mercury in Polish coals is presented. Coal combustion processes for electricity and heat production are the main source of anthropogenic mercury emission in Poland. It is expected that the current emissions will decrease in the future due to implementation of efficient control measures. These measures for emission reduction are described in the paper. Results of estimated mercury emission from coal-fired power station situated in the Upper Silesia Region, Poland are investigated. A relationship between mercury emission to the air and the mercury content in the consumed coal in power station equipped with the electrostatic precipitators (ESPs) is discussed [117].

Regulatory control of mercury emission from anthropogenic sources has become a global concern in the recent past. Coal-fired power plants are one of the largest sources of anthropogenic mercury emission into the atmosphere. The current reducing trends of mercury emission as cobeneficial effect by more stringent regulation changes are summarized to control primary air pollutants with introducing test results from the commercial coal-fired facilities and suggesting a guideline for future regulatory development in Korea. On average, mercury emission concentrations ranged $16.3\text{--}2.7 \text{ mg Sm}^{-3}$, $2.4\text{--}1.1 \text{ mg Sm}^{-3}$, $3.1\text{--}0.7 \text{ mg Sm}^{-3}$ from anthracite coal-fired power plants equipped with electrostatic precipitator (ESP), bituminous coal-fired power plants with ESP + flue gas desulphurization (FGD) and bituminous coal-fired power plants with selective catalytic reactor (SCR) + cold side (CS) - ESP + wet FGD, respectively. Among the existing air pollution control devices, the best configuration for mercury

removal in coal-fired power plants was SCR to CS _ ESP + wet FGD, which were installed due to the stringent regulation changes to control primary air pollutants emission such as SO₂, NO_x and dust. It was estimated that uncontrolled and controlled mercury emission from coal-fired power plants as 10.3 ton yr⁻¹ and 3.2 ton yr⁻¹ respectively. After the installation of ESP, FGD and SCR system, following the enforcement of the stringent regulation, 7.1 ton yr⁻¹ of mercury emission has been reduced (nearly 69%) from coal-fired power plants as a co-benefit control. Based on the overall study, a sample guideline including emission limits were suggested which will be applied to develop a countermeasure for controlling mercury emission from coal-fired power plants [118].

Among the various regions, Asia has become the largest contributor of anthropogenic atmospheric mercury (Hg), responsible for over half of the global emission. Based on different emission source categories, the mercury contaminated sites in Asia were divided into various types, such as Hg pollution from Hg mining, gold mining, chemical industry, metal smelting, coal combustion, metropolitan cities, natural resources and agricultural sources. By the review of a large number of studies, serious Hg pollutions to the local environment were found in the area influenced by chemical industry, mercury mining and gold mining. With the probable effects of a unique combination of climatic (e.g. subtropical climate), environmental (e.g. acid rain), economic (e.g. swift growth) and social factors (e.g. high population density), more effort is still needed to understand the biogeochemistry cycle of Hg and associated health effects in Asia. Safer alternatives and cleaner technologies must be developed and effectively implemented to reduce mercury emission; remedial techniques are also required to restore the historical mercury pollution in Asia [119].

When coal is combusted, the combination of the elevated temperature and the volatility of mercury and its compounds results in the presence of gaseous elemental mercury and mercury compounds in the combustion flue gas. In January 2005, the European Commission adopted a mercury strategy that envisages a number of measures to reduce mercury levels in the environment and human exposure. A number of options for mercury removal from coal-fired power plants have been investigated.

However, more effort is needed to achieve an efficient and cost-effective technology. The main objective of this work is to investigate the influence of scrubber parameters on mercury removal efficiency to establish effective measures for mercury control. In order to attain these objectives, theoretical predictions based on thermodynamical equilibrium data and lab-scale experimental tests were carried out. The results obtained point to pH and slurry concentration as the most critical parameters for converting FGD (Flue Gas Desulphurization unit) into a multipollutant control technology [120].

Development and testing of mercury control technologies have largely focused on coal-fired combustion systems, with less emphasis on advanced power systems. Mercury control is influenced by coal properties and chemistry, plant configuration, pollution control devices, flue gas conditions, and plant operations, which differ between combustion and gasification systems. Sorbents such as treated activated carbons have shown promising results in low-temperature environments; however, elevated temperature and reducing environments of many advanced systems remain challenging, requiring research and development to obtain acceptable mercury control levels. Concurrent pollutant/multipollutant control strategies that include CO₂ control are critically needed for both conventional and advanced power systems [120].

Mercury emissions from coal combustion must be reduced, in response to new air quality regulations in the U.S. Although the most mature control technology is adsorption across a dust cake of powdered sorbent in a fabric filter (FF), most particulate control in the U.S. associated with coal combustion takes the form of electrostatic precipitation (ESP). Using recently developed models of mercury adsorption within an ESP and within a growing sorbent bed in a FF, parallel analyses of elemental mercury (Hg⁰) uptake have been conducted. The results show little difference between an ESP and a FF in absolute mercury removal for a low-capacity sorbent, with a high-capacity sorbent achieving better performance in the FF. Comparisons of fractional mercury uptake per-unit-pressure-drop provide a means for incorporating and comparing the impact of the much greater pressure drop of a FF as compared to an ESP. On a per-unit-pressure-drop basis, mercury uptake within an ESP

exhibited better performance, particularly for the low-capacity sorbent and high mass loadings of both sorbents [121].

Mercury emission from coal combustion has become a global environmental problem. In order to accurately reveal the complexly nonlinear relationships between mercury emissions characteristics in flue gas and coal properties as well as operating conditions, an alternative model using support vector machine (SVM) based on dynamically optimized search technique with cross-validation, is proposed to simulate the mercury speciation (elemental, oxidized and particulate) and concentration in flue gases from coal combustion, then the configured SVM model is trained and tested by simulation results. According to predicted accuracy of indicating generalization capability, the model performance is compared and evaluated with the conventional multiple nonlinear regression (MNR) models and the artificial neural network (ANN) models. As a result, it is found that, the SVM provides better prediction performances with the mean squared error of 0.0095 and the correlation coefficient of 0.9164 for testing sample. Moreover, based on the SVM model, the correlativity between coal properties as well as operating condition and mercury chemical form is also analyzed in order to deeply understand mercury emissions characteristics. The result demonstrates that SVM can offer an alternative and powerful approach to model mercury speciation in coal combustion flue gases [122].

Thus, the results of pilot-scale testing for mercury (Hg) removal from coal combustion flue gas using a scrubbing solution are discussed based on the Fenton reactions. The selected reagents contain hydrogen peroxide and iron salts. The mercury scrubbing was performed in a condensing heat exchanger (CHX) with flue gas generated by coal combustion in CANMET's vertical combustor research facility (VCRF). Both the Ontario Hydro method and a Hg CEM were used for Hg sampling and speciation. The results, obtained with the combustion of three different pulverized coals – bituminous, sub-bituminous and lignite – showed that the CHX was very effective in removing oxidized mercury (Hg(II)). Concerning the performance of the scrubbing solutions, 30–40% of elemental mercury (Hg(0)) oxidation was achieved for the lignite coal, with the solution being preferably composed of FeCl_3 and H_2O_2 and

with pH value between 1 and 3. Results also showed that better Hg removal results were achieved by combining sulphur removal and Hg removal in the same stage of the CHX. An additional test done on the pilot-scale research boiler with a conventional wet scrubber showed that the Hg removal capability using the Fenton reactions was not dependent on the configuration of the wet scrubber. Although the Hg(0) oxidation ratio was not particularly high compared to the achievements from bench-scale tests, considering the economic and non-toxic nature of the scrubbing solution and the readily available equipment, the current results are encouraging and deserve further work to develop a better understanding of the chemistry in order to determine if the method can be further optimized [123].